

Reseñas sobre diversidad de invertebrados no artrópodos dulceacuícolas en ecosistemas oligotróficos y poco mineralizados de la red Natura 2000 (NO de España)

Assessment diversity non-arthropod freshwater invertebrates and habitat selection in oligotrophic and poorly mineralized ecosystems of the Natura 2000 network (NW Spain)

*JAVIER MORALES, ANA I. NEGRO & MIGUEL LIZANA

Áreas de Biología Animal y Ecología. Campus Miguel de Unamuno. Salamanca. E-37007. España.

**mormarja@usal.es; negro@usal.es; lizana@usal.es*

**: Corresponding author*

(Recibido: 18/02/2017; Aceptado: 02/03/2017; Publicado on-line: 21/03/2017)

Resumen

El objetivo del trabajo es describir las relaciones entre los tipos de hábitat, las condiciones físico-químicas del agua y la riqueza en las comunidades de invertebrados no artrópodos de agua dulce (macro y micro especies). Se sondearon 74 ecosistemas oligotróficos de montaña (ríos, arroyos, lagos, lagunas, embalses y turberas) en seis subcuencas del noroeste de la Península Ibérica incluidas en Natura2000. Se realizó un muestreo multihábitat en todos los ambientes (aguas abiertas, bentos, musgos y líquenes en rocas, troncos de árboles y hojarasca sumergida) para comprobar los patrones de biodiversidad en lugares someros.

Se caracterizó la selección de hábitat de 27 taxones de invertebrados no artrópodos (INA) pertenecientes a 6 Filos. La cercanía a las zonas de nacientes, con litologías gruesas en los fondos y aguas oligotrofas y de escasa mineralización, propician un reducido nivel trófico, lo que supone unas comunidades bióticas pobres y una limitada productividad de estos lugares. El ecosistema más rico en especies fue el lago de Sanabria. La presencia preferente de taxones propios de condiciones oligosaprobias y especialistas en baja mineralización avala su empleo en la monitorización de calidad del agua y la presencia de especies invasoras únicamente en tramos bajos refleja el papel de refugio de biota autóctona que cumplen las montañas.

Palabras clave: metazoos, ríos, lagunas, turberas, distribución, bioindicadores, Cuenca Duero, NO España

Abstract

The aim of this paper was to assess the relationships between habitat type, physical and chemical water conditions and the richness of non-arthropod freshwater invertebrate communities (macro and micro species). Our analyses are based on the results from a survey performed in 74 oligotrophic mountain ecosystems (rivers, streams, lakes, lagoons, reservoirs and mires) in the six watersheds included within the Nature2000 network, located in the northwest of the Iberian Peninsula. We performed a multi-habitat sampling of all freshwater environments (open waters, bentos, mosses and lichens on rocks, tree trunks and submerged leaf litter) to test for patterns of local biodiversity in shallow locations.

The habitat selection of 27 taxa of non-arthropod invertebrates (INA), pertaining to 6 different Phyla, was characterized. Proximity to headwaters, with coarse riverbed lithologies, oligotrophic waters and limited mineralization,

create areas of low food availability, which in turn results in poor biotic communities and low productivity. The richest ecosystem was at the Sanabria Lake. The presence of taxa specifically associated with oligosaprobic conditions and low mineralization, endorse their use as indicators of water quality. The existence of invasive species only present in low sections confirms that mountainous areas are the refuge for native biota.

Key words: metazoans, rivers, lakes, peatlands, geographical distribution, bioindicators, Duero basin, NW Spain

INTRODUCCIÓN

Los grupos taxonómicos de macroinvertebrados bentónicos han sido estudiados en los ríos españoles con desigual intensidad. Algunos grupos como los insectos o los crustáceos están en la mayoría de estudios limnológicos, así como de taxonomía y filogenia. Otros invertebrados no artrópodos (INA en adelante) han sido poco estudiados hasta el presente, tanto en aspectos básicos de distribución faunística o ecología, como en su faceta de bioindicadores de calidad de los ecosistemas acuáticos. Los escasos datos previos sobre estos grupos en el ámbito de la Cuenca del Duero están inscritos en trabajos más amplios ya que se han realizado pocos trabajos de ecología en este área geográfica (GADEA, 1954; MARGALEF, 1955 a,b; MORALES *et al.*, 2004).

En España el estudio de los INA como indicadores biológicos ha sido muy escaso o directamente se les ha atribuido poca utilidad dada su euroicidad, al menos en gran parte de los taxones, para la calidad del agua en ambientes antropizados sometidos a polución intensa (MILLET & PRAT, 1984; JIMÉNEZ & MARTÍNEZ-LÓPEZ, 1988). Precisamente algunos de los ríos que han soportado mayor polución han sido los más estudiados (CASADO *et al.* 1990, ZAMORA-MUÑOZ & ALBA-TERCEDOR, 1996), reflejando de esta manera en muchos casos las comunidades que han soportado o que se han recuperado más deprisa de los impactos, así como su variación temporal en los ecosistemas (ABELLA *et al.*, 1986; ZAMORA-MUÑOZ *et al.*, 1995). Así, en los índices de presencia taxonómica de fácil aplicación los INA tienen puntuación muy escasa o simplemente están ausentes en esta valoración autoecológica (TACHET *et al.*, 2000: Tabla 5.T1; MARM, 2011). A esto contribuyen las dificultades de muestreo, determinación taxonómica y ausencia de claves ibéricas específicas.

Aunque existen especies eurioicas para las condiciones acuáticas que habitan en general los invertebrados dulceacuícolas reflejan, a través de su presencia y abundancia, condiciones ambien-

tales particulares (LAGAUTERIE & LEROUX, 1977). Estos índices recogen aspectos sinecológicos de las comunidades (MARGALEF, 1969), al igual que otros de saprobiedad basados en microorganismos (PERSOONE & DE PAUW, 1979). Sin embargo, los INA no están bien representados en los índices creados en las últimas décadas en Europa (VERNEAUX & TUFFERY, 1967; LAGAUTERIE & LEROUX, 1977). Fueron desarrollados para tramos fluviales en Reino Unido (ARMITAGE *et al.*, 1983; FURSE *et al.*, 1984; HAWKES 1997; WRIGHT *et al.*, 2000); aunque se han hecho actualizaciones para el ámbito ibérico (ALBA-TERCEDOR & SÁNCHEZ-ORTEGA, 1987; ALBA-TERCEDOR & PUJANTE, 2000; PARDO *et al.*, 2004; VIVAS *et al.*, 2002). Éstos recogen escasamente grupos como los oligoquetos bajo la generalidad de que son propios de condiciones reductoras y microhábitats polisapróbicos, por lo que se incluyen en escalas de menor puntuación. Otros filos de animales filtradores (esponjas) o predadores (gastrotricos, hidroideos o nematormorfos) ni siquiera son considerados. Y tampoco son ni siquiera citados en los planes de gestión de los Espacios Naturales o de la Natura2000 de los que forman parte (Anexo).

Referencias sobre la fauna acuática de invertebrados se pueden encontrar en estudios amplios como GARCÍA DE JALÓN & GONZÁLEZ DEL TÁNAGO (1986), HERMIDA *et al.* (1993), ARAUJO & RAMOS (2001) o en trabajos de recopilación bibliográfica como VIDAL ABARCA & SUÁREZ (1985) y SORIANO *et al.* (2001). Recientemente trabajos en detalle sobre las náyades (MORALES *et al.*, 2004; MORALES & LIZANA, 2014) o sobre la poríferofauna de la Cuenca del Duero (MORALES & NEGRO, 2015) aportaron nuevos datos que se amplían en este trabajo.

Las citas antiguas, pero próximas geográficamente, también son escasas. Las de bivalvos se corresponden con la presencia de *Unio delphinus* (-*U. elongatulus*- en QUEIROZ *et al.*, 1998) y *Margaritifera margaritifera* (Reis, 2003) en las subcuencas Maças y Tuela (NE de Portugal), que nacen en las estribaciones meridionales de las

Sierras Segundera y de Marabón, respectivamente. Aunque recientemente se han ampliado los trabajos de biología básica de estos moluscos (MIRANDA, 2013; SOUSA *et al.*, 2015). Los datos sobre microbiota propia de estos ecosistemas oligo y distróficos son escasos y están dispersos en trabajos generales como MARGALEF (1955b), VEGA *et al.* (1991) y NEGRO *et al.* (2003). En ninguno se realizó un estudio pormenorizado de la microfauna INA; excepto para los oligoquetos dulceacuícolas en las estribaciones septentrionales, dentro de un trabajo amplio para toda Galicia (MARTÍNEZ-ANSEMIL, 1984).

Dada la escasez de datos previos se planteó como objetivo principal del estudio la localización de taxones poco estudiados y ligados a estos medios acuáticos oligotróficos de carácter permanente o estacional, y también la tipificación de características fisicoquímicas y fisiográficas ligadas a la composición de sus comunidades y su valor como bioindicadores del estado de conservación.

ÁREA DE ESTUDIO

La zona estudiada (Fig. 1) incluye territorios desde la vertiente meridional de los Montes

Aquilianos (Sierras Segundera, Gamoneda, Marabón y Cabrera) hasta la zona mesetaria de la Depresión del Duero, en un amplio gradiente altitudinal (Anexo). La red de puntos de muestreo se situó en las subcuencas del río Tuela, hasta su entrada en Portugal; del Bibey hasta su entrada en Ourense, en los tributarios que nacen en Zamora de la subcuenca del Sabor; así como algunos medios acuáticos leníticos de altitud del Eria, situados en las estribaciones septentrionales de la Cabrera Baja, y el tramo más bajo hasta su desembocadura en el Órbigo. El conjunto principal de medios se localiza en la subcuenca del Tera, desde el complejo glaciar de Sierra Segundera hasta su desembocadura, incluyendo muchos de los tributarios principales; como el río Negro y su cuenca. Todas las subcuencas hidrográficas drenan en cabecera montañas silíceas formadas principalmente por granitos y gneises cámbricos de la formación “Ollo de Sapo”, así como por cuarcitas y cuarzoarenitas ordovícicas de la formación “Armoricana” en las cumbres de la Cabrera y otras rocas silúricas y ordovícicas (pizarras y cuarcitas) muy diaclasadas en Marabón y La Culebra (Fig. 1).

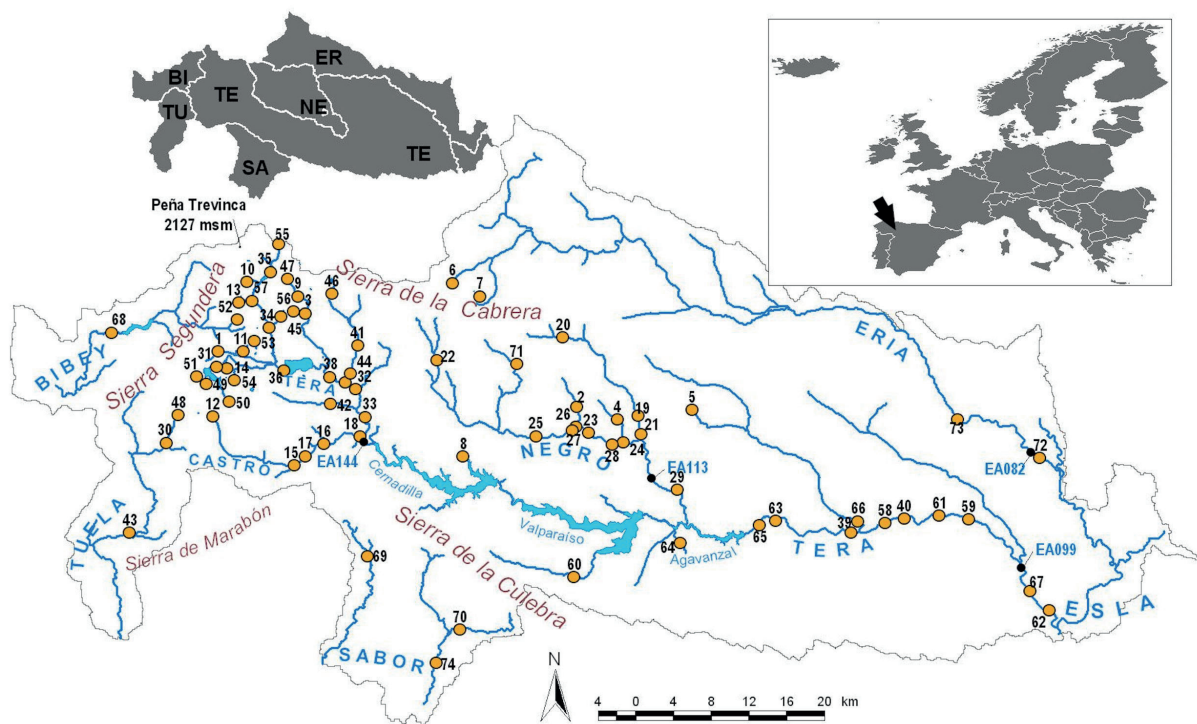


Figura 1. Localización geográfica del área de estudio y código (Id) de los puntos de muestreo (Anexo).
Figure 1. Geographical location of the study area and code (Id) of the sampling stations (see Annex).

Las precipitaciones son importantes, entre 1100 y 1600 mm de promedio, y son principalmente pluviales lo que unido a las fuertes pendientes e impermeabilidad del sustrato, dan como consecuencia una alta escorrentía. Las precipitaciones marcan directamente el régimen de caudales, existiendo un mínimo retardo entre las puntas de precipitación y las de caudal (MORALES & LIZANA 2014). Este régimen pluvial presenta un pequeño repunte en la primera mitad de la primavera debido a la innivación invernal, con lo que el régimen resulta pluvio-nival con distribución de invierno extremo. Predomina por lo tanto el componente erosivo con fuerte componente torrencial. Todos los cauces sufren fuertes estiajes que más acusados en las últimas décadas, e incluso los ríos de ritmo permanente muestran caudales mínimos inferiores a 1 m³/s durante gran parte del año (MORALES & LIZANA, 2014). El valor plurianual de caudal clasificado Q₂₇₀ es de 2.94, 7.67, 0.78 y de 0.72 m³/s respectivamente para el medio y bajo Tera, Eria y Negro (Fig. 1, datos de Confederación Hidrográfica del Duero [<http://www.chduero.es>] en las estaciones forométricas de Puebla de Sanabria - EA144-, Mozar - EA099 -, Morales del Rey - EA082 - y Sta. Eulalia de Río Negro - EA113 -).

Por lo general, los bosques de ribera en cauces del valle (< 1000 msnm) están formados por alisedas de *Alnus glutinosa* en formaciones bien conservadas y alta densidad de pies. Sin embargo en el valle medio del Tera la red hidrográfica ha sido muy alterada por tres grandes embalses concatenados (Fig. 1); y en su parte baja por extensas plantaciones de chopos y la proliferación de grave-ras. Las orillas de lagunas, turberas y arroyos de alta montaña (> 1500 msnm) desarrollan en su litoral comunidades de cárices (de *Carex* sp., *Eleocharis* sp., *Scirpus* sp. y *Juncus* sp., fundamentalmente) con praderas sumergidas de isoetes (*Isoetes velatum*) con musgos (*Fontinalis antipyretica* y *Sphagnum* sp.); y más lejos del agua matorral higrófilo de brezos con *Drosera rotundifolia*.

En el litoral somero se asientan comunidades flotantes y enraizadas de macrofitas (formaciones del *Ranunculion fluitantis* y *Callitricho-Batrachion* en tramos muy lóticos, y de *Magnopotamion* o *Hydrocharition* en los de dinámica lenítica); que contribuyen a proveer de gran cantidad de microhábitats a los invertebrados (VEGA *et al.*, 1991; NEGRO

et al., 2003). El conjunto de medios estudiados se debe considerar “a priori” en buenas condiciones ecológicas dado el escaso nivel de población humana asentada en la zona, donde prevalece la actividad ganadera tradicional, la forestal y más recientemente la actividad turística masificada. No existen apenas asentamientos urbanos capaces de producir una polución sensible en los ríos o humedales, aunque sí una gran fragmentación de los cauces por azudes y localmente fuerte presión ganadera durante los estiajes.

MATERIAL Y MÉTODOS

Los sondeos dirigidos abarcaron en total 24 medios leníticos de altitud (lagunas, lagos y turberas) del complejo glaciar de las sierras Segundera y Cabrera, 50 tramos lóticos (ríos y pequeños arroyos de montaña), así como varios puntos en los embalses del valle del Tera. Los ecosistemas se visitaron un número desigual de veces (máximo 4, Anexo) a lo largo de dos periodos: en 2001-02 y 2004-05. En general, se visitaron durante el final de primavera y el verano; en función de la climatología y de la posibilidad de inspeccionar con mayor eficiencia los fondos someros y la vegetación acuática. Se incluyen las tipologías de la Directiva Marco del Agua (DMA) de medios lóticos: arroyos (A) y ríos (R), y leníticos: lago y lagunas (L) y turberas (T) que se incluyen en el Anexo. Para calcular el orden jerárquico relativo de cada estación de muestreo en una cuenca hidrológica de morfología dendrítica se calculó para los tramos lóticos el número de magnitud de orden (O_s) (número de HORTON & STRAHLER en GORDON *et al.*, 2004); y en los leníticos la anchura promedio (Bm = área/diámetro máximo, en WETZEL, 2001), estandarizada en escala 1-5 (Anexo). Como medida de alfa-diversidad se calculó la frecuencia de cada especie (%F).

En las orillas se examinó de manera cualitativa el fondo del lecho y la vegetación acuática en tramos vadeables mediante inspección visual con batisco-pio; también se hicieron parcelas y transectos perpendiculares a la corriente (GONZÁLEZ & COBO, 2006). En las lagunas se inspeccionó de esta misma forma la zona litoral y en las turberas se muestreó tanto las masas de agua como las macollas de esfagnos. Las orillas fueron inspeccionadas manualmente con ayuda de una manga de muestreo (poro de 1 mm) y se hicieron filtrados por arrastre entre

la vegetación sumergida con una red de plancton (poro de 55 μm) y en exprimidos de vegetación (TACHET *et al.*, 2000). Para los sedimentos finos se tamizó el fondo en una columna de tamices con tamaño de poro mínimo de 0,5 mm (BARBA *et al.*, 2010). Se muestrearon superficies desiguales, pero se mantuvo el esfuerzo en todos los puntos durante al menos 30 minutos. Las muestras de moluscos fueron tratadas como indican ÁLVAREZ-SÁNCHEZ & LUQUE DEL VILLAR (1981) y para aquellas que hubieron de ser conservadas se utilizó etanol de 70°. Los pisidios fueron determinados con estéreo-microscopio binocular x20 aumentos. En el caso de los micrometazoos se mantuvieron las muestras en acuario para su determinación “in vivo” mediante un microscopio invertido LEICA-DM, con equipo fotográfico EC3 y magnificación hasta x400 aumentos.

Se midió “in situ” la temperatura, pH y conductividad del agua con sondas portátiles de electrodos específicos para aguas poco tamponadas. En cada punto se rellenó una ficha con los parámetros, localización geográfica y la altitud tomada con GPS Garmin eTrex®. La alcalinidad debida a bicarbonatos (agua sin filtrar) se estimó “in situ” en la campaña de 2001 en 37 puntos de muestreo (Tabla I) empleando el método potenciométrico de valoración con ácido (GOLTERMAN, 1969). Se conservó en frío, hasta su análisis en laboratorio, una muestra de 50 ml de agua sin filtrar transportada en recipientes de plástico y en oscuridad. El calcio se midió mediante espectrometría ICP (Inductively Coupled Plasma) y la sílice de silicatos mediante el método de silicio reactivo soluble (SiRS).

Se adopta la taxonomía actualizada de Fauna Ibérica [<http://iberfauna.mncn.csic.es>]. Con respecto a la terminología ecológica se utiliza la clasificación de tipos de comunidades de MARGALEF (1983) y el grado de especialización trófica según las categorías de CUMMINS & KLUG (1979). Se han utilizado las siguientes abreviaturas (MIN= mínimo, MAX= máximo, Sd= desviación estándar, M= media aritmética, MED= mediana, N= tamaño muestral, n= tamaño submuestral) y para la mineralización (CON= conductividad eléctrica; ALC= alcalinidad de bicarbonatos; Ca= calcio Ca^{+2} ; Si= silicio de SiO_2). Tanto la descriptiva como los diagramas de cajas, los tests no paramétricos de comparación de medianas (H de Kruskal-Wallis)

y demás análisis se realizaron con Statistica v.10. StatSoft, Inc. La similaridad entre comunidades (datos binarios estandarizados, $\ln(x+1)$) se analizó calculando el cuadrado de la distancia euclídea y el análisis jerárquico (UPGMA) se expresó mediante un dendrograma agrupado con el criterio de Ward, por ser más discriminativo en las agrupaciones. Para el análisis de correlación no paramétrica entre taxones y variables fisico-químicas se utilizó el índice k de Spearman (Rank Order), ampliamente utilizado para matrices de pocos datos. Asimismo se realizó un análisis de componentes principales (ACP) para encontrar gradientes en la distribución de los grupos funcionales de taxones. Se expresó el nivel de significación con las notaciones propuestas por ELLIOT (1977): significativo (*: $p < .05$, **: $p < .01$), altamente significativo (***: $p < .001$) y no significativo (NS: $p > .05$).

RESULTADOS

Composición química del agua

Los puntos en los que se hizo analítica básica de mineralización resultaron ser de aguas ácidas y en general muy poco mineralizadas (Tabla I) con baja capacidad de tamponamiento, con valores de muy ácidas y muy oligohalinas en los ecosistemas de altitud (Fig. 2). El pH y la conductividad de campo promedio ($n=61$) resultaron de $\text{pH}_M=6.24$ ($\text{Sd}=0.83$) y $\text{CON}_M=21.80 \mu\text{S/cm}$ ($\text{Sd}=18.76$), respectivamente; y la alcalinidad media ($n=37$) fue de $\text{ALC}_M=0.11 \text{ meq/l}$ ($\text{Sd}=0.10$) y el contenido en calcio de $\text{Ca}_M=1.01 \text{ mg/l}$ ($\text{Sd}=0.72$). La alcalinidad fue el parámetro con mayor rango de valores (0.57-0.01 meq/l; $\text{CV}=90.54\%$) con una mediana de 0.10 meq/l; y el pH el de menor variación (rango 7.5-4.4; $\text{CV}=13.24\%$).

Se encontraron diferencias significativas para la conductividad entre las subcuencas [H(6,61): 12.89 $p=.04$ *], pero no en las demás comparaciones. Asimismo se obtuvieron diferencias en función de la altitud para la mineralización del agua, siendo en las estaciones de cota superior a 1350 msn más acusada la acidez que en las zonas de valle (Tabla I), con especial incidencia en las turberas. Se obtuvieron resultados significativos en los tres niveles altitudinales para el contenido de calcio [Ca= H(2,37): 9.13 *] y muy significativas para el resto [pH= H(2,61): 18.30 ***; CON= H(6,61):

19.93 ***; ALC= H(2,37): 15.80 ***]. La Fig. 2A muestra la dispersión de los valores de pH y conductividad en los ecosistemas con la altitud y la electividad en el gradiente para la fauna INA (Fig. 2B-D).

Asimismo se detectaron diferencias en la mineralización según el tipo de ecosistema. La mediana de los ecosistemas lóticos fue de pH_{MED}

= 6,4 y para los leníticos de 6,2 [H(5,61): 23.32 ***]; mientras que para la conductividad fueron más similares [16,4 y 18,1 $\mu\text{S}/\text{cm}$, con H(5,61): 21.07 ***]. Los contenidos de sílice en el agua ($q=16$) fueron también escasos ($Si_{MIN-MAX} = 0.02-1.27 \text{ mg/l}$ para las lagunas y turberas del complejo lacustre (datos de NEGRO, 2005), y mayores para tramos de los cauces principales en zonas de valle

Tabla I. Valores promedio de altitud (metros sobre el nivel del mar) y mineralización medida en campo (n= 54 estaciones) para las cinco subcuencas estudiadas, de calcio (q= 34) y sílice (q= 18) en las estaciones con analítica de laboratorio (A: tramo alto, M: medio, B: bajo; TU: río Tuela, CA: río Castro, TE: río Tera, NE: río Negro y afluentes, ER: río Eria; BI: río Bibey; SA: subcuenca del río Sabor; ver Anexo). A efectos altitudinales prácticos se consideran tramos altos los superiores a 1350 msnm, medios entre 1350 y 900 masl, y tramos bajos desde esa cota al punto de menor altitud estudiado.

Table I. Average altitude values (meters above sea level) and mineralization measured in the field (n= 54 stations) for the 5 sub-basins studied, and calcium (q=34) and silica (q=18) in the stations with laboratory analysis (A: high section, M: medium, B: low; TU: Tuela River, CA: Castro River, TE: Tera River, NE: Black River and tributaries, ER: Eria River; BI: Bibey River; SA: sub-basin of the Sabor River: see Annex). For practical purposes the altitudes were considered as: high sections greater than 1350 masl, medium between 1350 and 900 masl, and low from this altitude to the lowest point studied.

Demarcación hidrográfica	Cuenca hidrográfica	Subcuenca hidrográfica	n	ALT msnm	pH	COND $\mu\text{S}/\text{cm}$	ALC meq/l	Ca mg/l	Si mg/l
DUERO	TERA	M/B-CA Medio y bajo CASTRO	4	869	6.85	32.8	0.13	4 1.68	
		M/B-NE Medio y bajo NEGRO	13	884	6.35	16.8	0.10	10 0.66 1 3.74	
		A-TE Alto TERA	21	1687	5.84	15.0	0.05	12 0.64 14 0.34	
		M-TE Medio TERA	9	981	6.35	19.0	0.11	3 1.13 1 1.50	
	B-TE Bajo TERA	3	767	6.93	21.3	0.13	3 1.43		
	TUA	A/M-TU Alto TUELA	3	953	5.48	15.9	0.18	1 1.80	
		B-SA Bajo SABOR	3	677	7.40	102.0	0.32	1 1.50 1 4.34	
ÓRBIGO-ESLA		A-ER Alto ERIA	4	1620	6.20	5.8	0.01	1 0.38	
		B-ER Bajo ERIA	2	753	7.22	96.0	0.57	1 4.10 1 3.28	
MIÑO-SIL	SIL	A/M-BI Alto BIBEY	2	1396	5.97	21.0	-	0 - - -	

($q=5, Si_{MIN-MAX} = 1.50-4.34 \text{ mg/l}$, correspondientes al lago de Sanabria y el río Manzanas, respectivamente). No se encontraron diferencias entre tipos de ecosistema para la alcalinidad ni el calcio, que mantuvieron siempre valores muy bajos. Se encontró en el tramo medio del río Negro (Tabla I) una escasa capacidad de tamponamiento de las aguas ($ALC_M: 0,10 \text{ meq/l}$ y $Ca_M: 0,66 \text{ mg/l}$) que el resto de las subcuencas. Las correlaciones más significativas se encontraron entre los valores de mineralización y el gradiente altitudinal (Tabla III).

Diversidad de invertebrados no artrópodos -INA-

En total se realizaron 133 muestreos en 74 puntos, en los cuales se recogieron 244 citas

correspondientes a 27 taxones; en la Tabla II se presentan agrupados por subcuencas y tramos. En 71 puntos de muestreo se detectó al menos una especie, siendo la riqueza máxima de 15 especies (lago de Sanabria Id:36) y el promedio de 3.4 especies/punto. En 3 puntos no se localizó ningún taxón (Fig. 3A). Mollusca resultó el filo más frecuentemente detectado en el sondeo con 10 especies, incluyendo dos exóticas e invasoras. Los filos Porifera y Cnidaria aportaron 3 especies cada uno, 9 especies Annelida y el resto una cada uno; todas autóctonas.

En un total de 13 puntos (17.6%) se localizó una única especie (Fig. 3A, Anexo) y en 3 (el 4%) se detectaron sólo especies de filos diferentes a los moluscos; siendo *Ancylus fluviatilis* O.F. Müller, 1774 la especie más común con 46 citas.

Tabla II. Presencia (●) y frecuencia (%F) en las subcuencas (abreviaturas como Tabla I) de los 27 taxones ordenados taxonómicamente. (¹ Citado en Margalef 1955 a,b; ² citado en Gadea 1954; * únicamente valvas; # especie exótica invasora, EEI) **Table II.** Presence (●) and frequency (%F) in the sub-basins (abbreviations are the same as in Table I) of the 27 taxa ordered taxonomically. (¹ Cited in Margalef 1955 a,b; ² cited in Gadea 1954; * only shells; # non-native and invasive species, NIS)

Filo / Clase	Especie	%	%F	BI	TU	CA	TE	NE	ER	SA
				A/M	A/M	A/M/B	A	M/B	M/B	A
Ch Cnidaria / Hydrozoa	<i>Hydra (Chlorohydra) viridissima</i> Pallas, 1766	<i>Hvir</i>	2.7				●			
	<i>Hydra vulgaris</i> Pallas, 1766	<i>Hvul</i> ¹	2.1				●	●		
	<i>Hydra (Pelmatohydra) oligactis</i> Pallas, 1766	<i>Holi</i>	2.7				●			
Pd Porifera / Demospongia	<i>Spongilla lacustris</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Slac</i> ^{1,2}	12.2			●	●	●		●
	<i>Ephydatia fluviatilis</i> (Linnaeus, 1759)	<i>Eftu</i>	9.5			●	●	●		
	<i>Heteromeyenia baileyi</i> (Bowerbank, 1863)	<i>Hbal</i>	5.4				●	●		
Cn Cephalorhyncha / Nematomorpha	<i>Gordius aquaticus</i> von Linstow, 1906	<i>Gaqu</i>	18.9			●	●	●	●	
Gc Gastrotricha / Chaetonida	<i>Chaetonotus (Chaetonotus) maximus</i> Ehrenberg, 1830	<i>Cmax</i> ¹	12.2				●	●	●	
Mb Mollusca / Bivalvia	<i>Margaritifera margaritifera</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Mmar</i>	16.2	●	*	*	●	●	●	
	<i>Anodonta anatina</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Aana</i>	6.8			*	●	●		
	<i>Unio delphinus</i> Spengler, 1793	<i>Udel</i>	16.2			*	●	●		●
	<i>Potomida littoralis</i> (Cuvier, 1798)	<i>Plit</i>	4.1				●			●
	# <i>Corbicula fluminea</i> (Müller, 1774)	<i>Cflu</i>	1.4				●			
	<i>Pisidium casertanum</i> (Poli, 1791)	<i>Pcas</i>	43.2	●	●		●	●	●	●
	<i>Pisidium nitidum</i> Jenyns, 1832	<i>Pnit</i>	10.8	●			●	●	●	
Mg Mollusca / Gastropoda	<i>Radix balthica</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Rbal</i>	9.5				●	●		●
	# <i>Physella (Costatella) acuta</i> (Draparnaud, 1805)	<i>Pacu</i>	5.4				●			●
	<i>Ancylus fluviatilis</i> O.F.Müller, 1774	<i>Aflu</i>	62.2	●	●	●	●	●	●	●
Ao Annelida / Oligochaeta	<i>Nais variabilis</i> Pigué 1906	<i>Nvar</i> ^{1,2}	1.4				●			
	<i>Haplotaxis gordioides</i> (Hartmann, 1821)	<i>Hgor</i>	13.5				●	●	●	
	<i>Lumbriculus variegatus</i> (Müller, 1774)	<i>Lvar</i>	4.1				●	●		
	<i>Styolodrilus heringianus</i> Claparede, 1862	<i>Sher</i>	2.7				●	●		
Ah Annelida / Hirudinea	<i>Glossiphonia complanata</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Gcom</i> ¹	28.4				●	●	●	●
	<i>Helobdella stagnalis</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Hstg</i>	4.1				●	●		
	<i>Erpobdella octoculata</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Eoct</i> ¹	8.1				●	●		
	<i>Haemopsis sanguisuga</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Hsan</i> ¹	5.4				●			
	<i>Hirudo medicinalis</i> Linnaeus, 1758	<i>Hmed</i> ¹	21.6				●	●	●	

En general se obtuvieron mejores resultados por debajo de la cota 1500 msnm, aunque se localizaron algunas especies principalmente a mayores altitudes. Se hicieron 73 muestreos en 42 lugares de cota menor a 1000 msnm que sumaron el 55.8% de las citas (r: 22 especies), con un promedio de 1.9 citas/punto; mientras que en el piedesierra se encontraron los valores más bajos (1.5 citas/punto; r: 10 especies). Considerando únicamente las especies autóctonas las comunidades de zonas altas (orden O_s: 1 y 2) están compuestas por un número de especies menor (M: 2.7 y 2.9; rango: 0-8) que las zonas bajas, aunque allí el promedio de riqueza resultó el más elevado (2.2 citas/punto; r: 11

especies). En los tramos medios de los cauces (O_s: 3) las comunidades tuvieron un promedio de 3.6 especies (rango: 1-7); mientras que en los tramos bajos y fondos de valles principales (O_s: 4 y 5) el promedio de riqueza fue de 3.4 y 3.7 (rango: 0-15), respectivamente (Fig. 3). No se pudieron detectar diferencias estadísticas [H(2,74): 4.33; p= .11 NS] entre las citas encontradas en las zonas más altas y el resto, ni tampoco para el orden O_s [H(4,74): .79; p= .9 NS]. En el tramo medio del Tera, ocupado por tres grandes embalses concatenados (Fig. 1), no se han detectado INA en los lugares estudiados (Figs. 5-7).

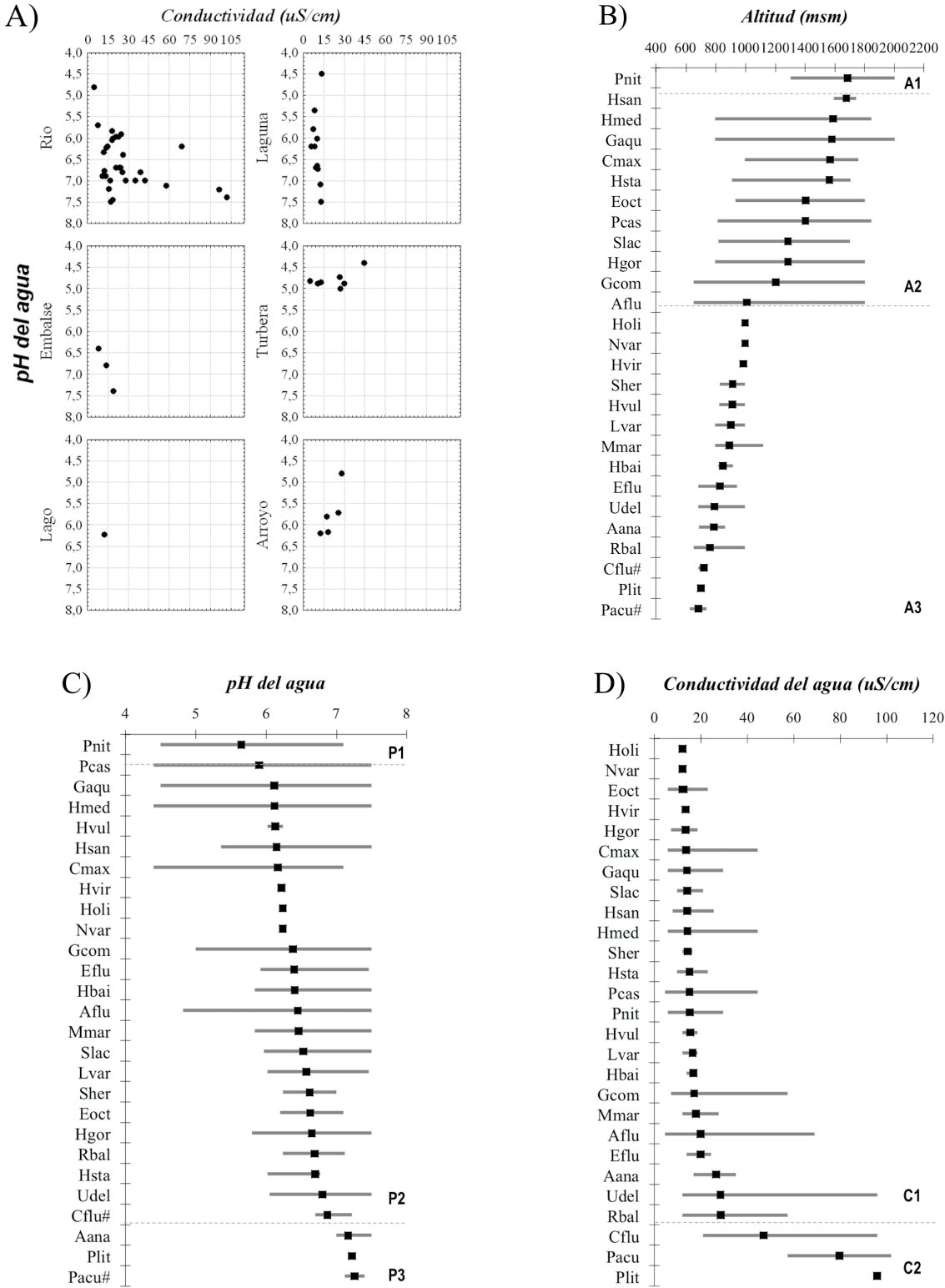


Figura 2. Rangos de distribución de las citas (MED: ■ y rango: MIN-MAX) a lo largo del gradiente altitudinal (ALT) (grupos taxonómicos: A y grupos funcionales: B); y gráficas de ordenación de especies (C) en los gradientes de altitud, pH y conductividad del agua. (Abreviaturas como en la Tabla II, agrupaciones ver texto)

Figure 2. Distribution range of the citations (median: ■ and range: MIN-MAX) along the altitudinal gradient (ALT) (taxonomic groups: A and functional groups: B); and graphs of species sorting (C) in the altitude gradients, pH and water conductivity. (Abbreviations are the same as in Table II, groups view text).

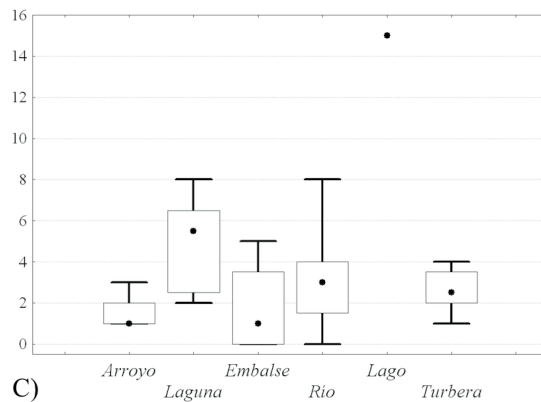
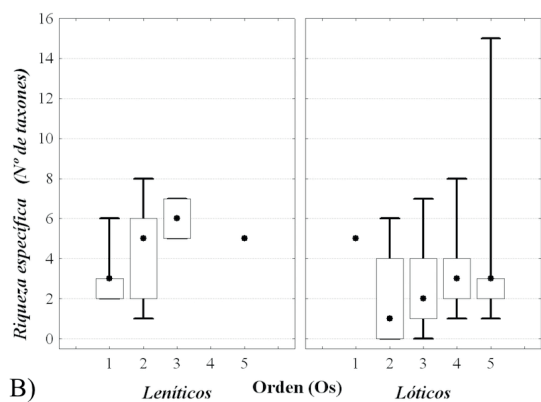
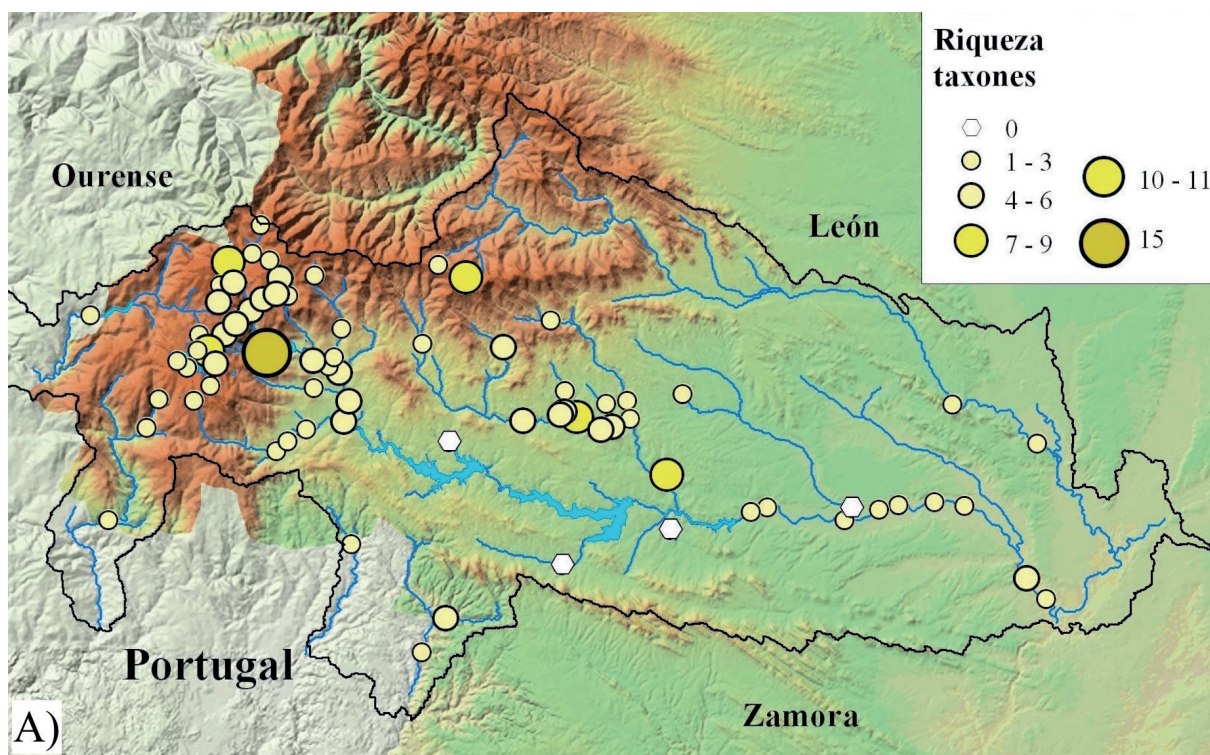


Figura 3. Distribución de los valores de riqueza en taxones INA (A) en las 74 localidades incluidas en el estudio; (B) distribución en el gradiente altitudinal de los niveles de riqueza en relación con la dinámica acuática (C) y en el tipo de ecosistema (D).
Figure 3. Distribution of the taxon richness values INA (A) within the 74 sites included in the study; (B) relation between altitude gradient of the levels of richness in relation to aquatic dynamics (C) and the ecosystem type (D).

La riqueza en cada estación si mostró un patrón ligado a la tipología del medio acuático [H(5,74): 15.7 p=.007 **], con un valor máximo de 15 taxones para el lago de Sanabria y un promedio superior en lagunas que en el resto (Fig. 3). El promedio de taxones resultó superior en medios leníticos (M: 4.25; MAX: 15) frente los de dinámica lótica (M: 2.78; MAX: 8), aunque en el segundo se consiguieron el triple de citas en relación con un mayor número de puntos prospectados. Ambos grupos de datos presentaron similar mediana de riqueza

en zonas lóticas vs. leníticas pero con diferencias en la composición específica de cada comunidad [H(1,74): 4.68 ; p= .03 *].

Aproximadamente la mitad de las especies se comportaron como estenohipsas y con características más eurioicas para la conductividad del agua y el pH (Fig. 2), aunque en un reducido rango de variación propiciado por las características de las cuencas. Únicamente *Pisidium nitidum* Jenyns, 1832 y *Haemopsis sanguisuga* (Linnaeus, 1758) se localizaron en zonas muy elevadas (grupo A1),

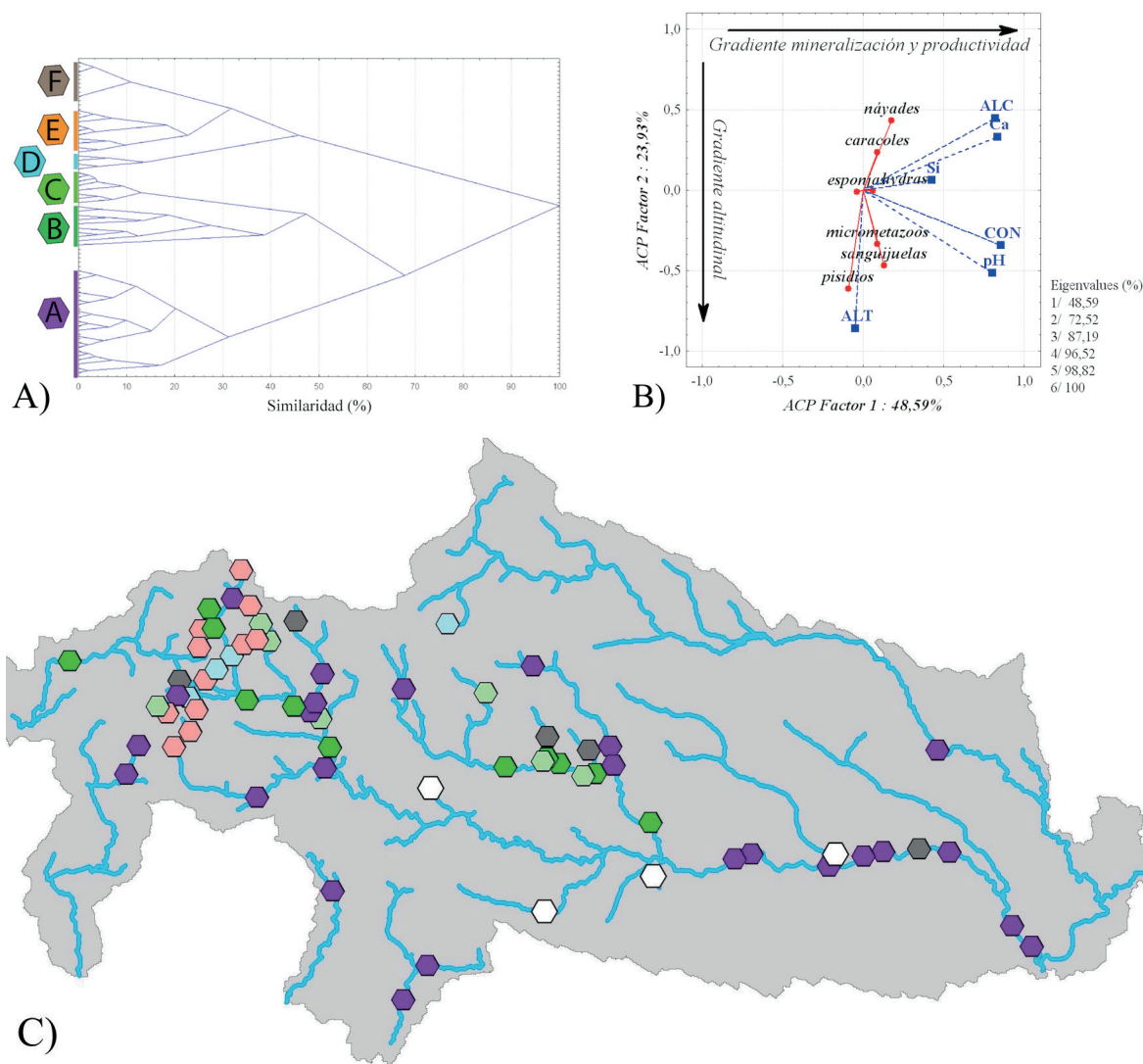


Figura 4. Grado de similaridad (A y C) de las comunidades de fauna INA calculada mediante técnicas de cluster y análisis de ordenación en el gradiente de las variables (B) dentro del plano principal. A: Comunidades fluviales de baja diversidad basada en moluscos; B: comunidades de muy alta diversidad y presencia de todos los filos; C: comunidades de alta diversidad y presencia de pocos filos; D: comunidades lacustres muy diversas (R>6) de alta montaña con sólo pisidios; E: comunidades diversas (R>3) de alta montaña con sólo pisidios; F: comunidades uniespecíficas (o submuestreadas); en blanco puntos sin datos.

Figure 4. Similarity degree (A and C) of the INA fauna communities calculated using cluster techniques and sorting analysis in the slope of the variables (B) within the principal plane. A: riverine communities of low diversity based on mollusks; B: communities of high diversity and the presence of all phyla; C: communities of high diversity and the presence of few phyla; D: very diverse lacustrine communities (R>6) in the high mountain with only pea-clams; E: diverse communities (R>3) in the high mountain with Orly pea-clams, F: non-specific communities (or subsampled); in white, points without data.

siendo las demás (A2, 10 taxones) de amplio rango en la montaña (1591 - 1011 msm). Ambos grupos se caracterizan por comunidades de ambientes ácidos (P1 y P2) y aguas muy poco mineralizadas (C1, 24 taxones M_{CI} : 16,7 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Las especies de valle del gupo A3 (15 taxones) y tendencia estenohipsa mostraron preferencia por las aguas menos ácidas (P3) y algo mineralizadas (C2) debido a su mayor

dependencia por la calcificación del exoesqueleto, como *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) y *Potomida littoralis* (Cuvier, 1798).

Se localizaron 15 taxones epibentónicos de tamaños macroscópicos, mientras que las especies de menor talla que medran sobre el sustrato (herpon) o la vegetación sumergida (rizomenon) suponen 11 y 2 especies respectivamente para

cada grupo (Tabla IV). En el bentos profundo (lago de Sanabria y azudes del Tera y Negro) se encontraron 7 especies, pero ninguna exclusiva de aguas profundas. Finalmente en los intersticios de arenas a poca profundidad (psammon) se detectaron 6 taxones en fase de adultos, y 3 bivalvos que lo hacen en fases juveniles (Tabla IV). Las especies predatoras y filtradoras representaron la mayoría de la diversidad biológica (10 taxones cada una), siendo menor la presencia de especies raspadoras y detritívoras (tritadoras) con 3 taxones en cada caso.

En cuanto a la condición ecológica de las aguas se encontraron fundamentalmente especies oligo y β -mesosaprobias (Tabla IV), aunque también algunas de condición eurioica que pueden habitar en condiciones xenosaprobias. Las tres especies de hídridos y dos moluscos (*Margaritifera margaritifera* Linnaeus, 1758 y *P. littoralis*) se pueden considerar habitantes especialistas de condiciones xeno y oligosaprobias (18% del total) en zonas de valle con aguas de muy bajos contenidos de materia orgánica. Además la totalidad de los oligoquetos se consideran característicos de condiciones β -mesosaprobias (Tabla IV), aunque también son hallados en hábitats α -mesosaprobios. Se encontraron 4 taxones considerados polisaprobios: los dos moluscos exóticos (Tabla II) y las sanguijuelas *Erpobdella octoculata* (Linnaeus, 1758) y *Helobdella stagnalis* (Linnaeus, 1758).

Moluscos epibentónicos

Mollusca resultó el filo más frecuente con el 53,3% de las citas en 70 puntos de muestreo. En total se obtuvieron datos de distribución y ecología de 7 bivalvos y 3 gastrópodos (Tabla II, Anexo), incluyendo una EEI de cada clase. Se localizaron moluscos epibentónicos en todos los puntos de muestreo positivos, tanto de ríos como del litoral de lagunas y turberas. Las estaciones negativas pertenecen a embalses (Id:60, 64), un arroyo temporal (Id: 66) y una laguna (Id:12). Sólo 3 especies se hallaron a más de 1100 msnm (Fig. 3) y *Pisidium casertanum* (Poli, 1791) resultó la más encontrada como único representante de malacofauna. Siendo *A. fluviatilis* en ríos y *P. casertanum* y *P. nitidum* en medios leníticos las especies encontradas con mayor asiduidad en las zonas altas del complejo glaciar de Sierra Segundera (Fig. 5).

Entre los Bivalvos se encontraron desde grupos casi microscópicos como los pisidos (2 taxones) a las grandes náyades (4 taxones), pasando por el esferiáceo exótico *C. fluminea*. La mayor población de *M. margaritifera* se localizó en el tramo medio del río Negro en zonas dispersas con formación de colonias o agregados. Pero además se detectó su presencia actual en el Bibey y en varios tramos del Tera medio, además de aguas profundas del lago de Sanabria. Tanto *Unio delphinus* Spengler, 1793 como *A. anatina* (Linnaeus, 1758) han podido ser encontrados en las orillas mediante la localización de ejemplares dispersos en tramos medios y bajos del Negro, Eria y Tera. En el cauce bajo del Tera se encontraron los únicos ejemplares vivos de *P. littoralis* muy dispersos por las orillas (Fig. 5). En ninguna estación se localizó más de 5 bivalvos, incluyendo la presencia de *C. fluminea* y no se encontraron náyades conviviendo en sintopía (Fig. 5).

La especie que más frecuentemente se localizó fue *P. casertanum* (Tabla II y Anexo); en aguas abiertas siempre fue en arenas limpias sin fango, tanto en pozas fluviales y azudes someros como orillas de lagunas. En las turberas se localizó tanto en arenas como en la base de los esfagnos. Se cita *P. casertanum* en 32 puntos (43%) con amplio rango altitudinal ($ALT_{MAX-MIN}$: 1847-815 msnm), mientras que *P. nitidum* únicamente pudo ser localizada por encima de la cota 1300 msnm, siendo la especie más características de las lagunas y turberas del complejo glaciar (ALT_{MED} : 1305-2004 msnm, n: 8 citas). En 7 ecosistemas se localizaron ambas especies en sintopía estricta, ligados a ambientes microaerofílicos del rizomenon somero (raíces de isoetes y esfagnos). Las correlaciones más significativas (Tabla III) se encontraron entre la presencia de algunas especies con el gradiente altitudinal y los consiguientes valores de calcio y sílice en el agua derivados de la escasa solubilidad del sustrato y su mayor ocurrencia en las partes más bajas.

Para los Gastrópodos se citan 3 especies, las limneas *Radix balthica* (Linnaeus, 1758) y *Physella acuta* (Draparnaud, 1805) en varios puntos de cotas bajas y en tramos de escaso calado y fondo de gravillas (con vegetación acuática y epilíton); además de *A. fluviatilis*, que resultó regularmente distribuido (n: 46, el 19.1 % de todas las citas) por tramos medios de los ríos (Tabla II, Anexo) y en arroyos y lagunas de altitud. *P. acuta* ha sido recientemente considerada especie exótica en Europa,

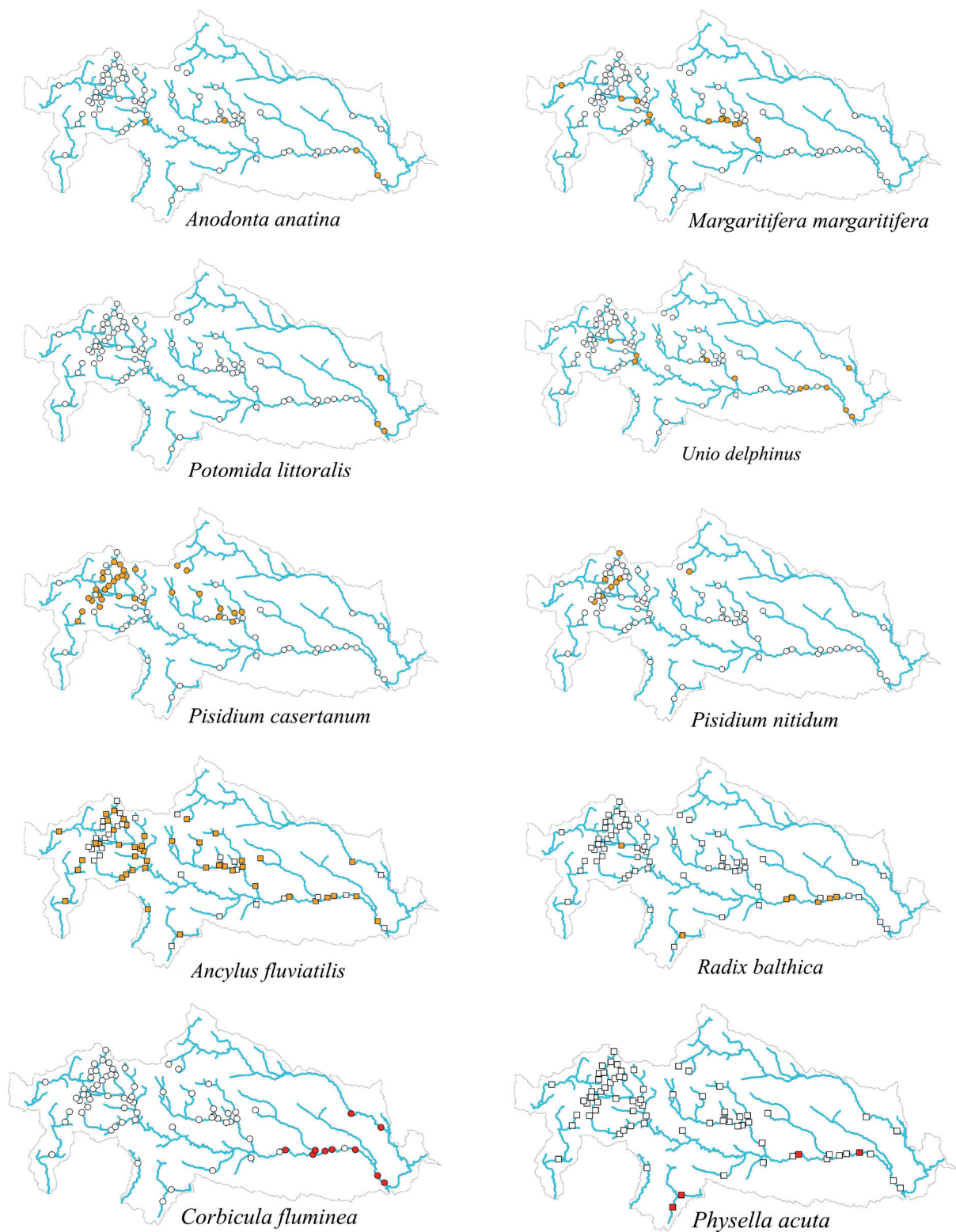


Figura 5. Citas de taxones INA (moluscos) en la red hidrográfica estudiada. (círculo: bivalvos, cuadrado: gasterópodos; color rojo: especie EEI).

Figure 5. Citations of INA taxa (only mollusks) in the hydrographic network studied. (circle: bivalves, square: gastropods; red: NIS species).

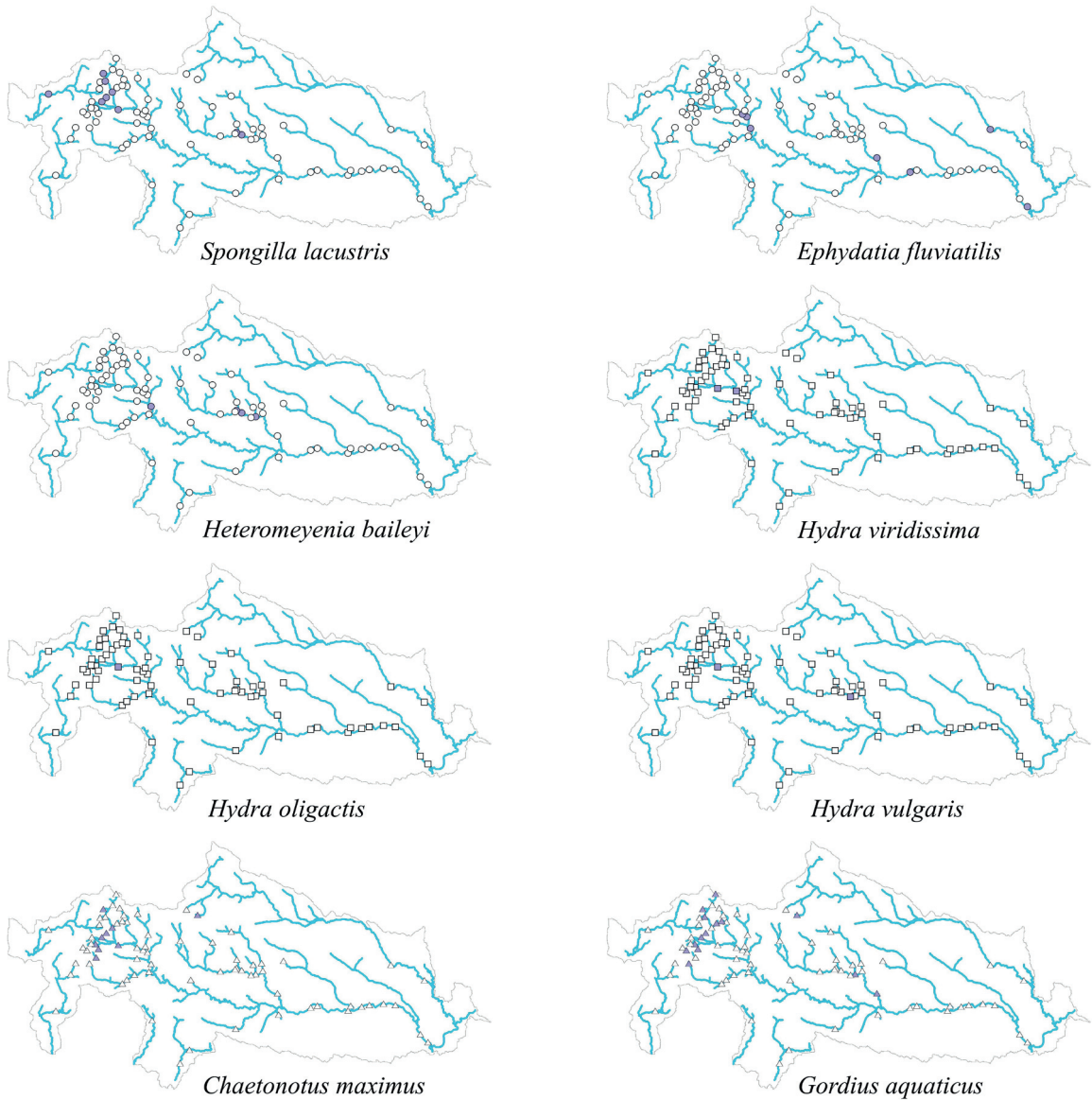


Figura 6. Citas de taxones INA (no moluscos ni anélidos) en la red hidrográfica estudiada. (círculo: esponjas, cuadrado: hydras, triángulo: otros micrometazoos).

Figure 6. Citations of INA taxa (not mollusks or annelids) in the hydrographic network studied. (circle: sponges, square: hydras, triangle: other micrometazoans).

y renombrada como *Haitia acuta* (VAN DAMME *et al.*, 2012). Se encontraron fundamentalmente 4 tipos de comunidades (Fig. 4) basadas en moluscos fluviales o de gran cantidad de micrometazoos en ambientes lacustres; siendo el gradiente altitudinal el más discriminante.

DISCUSIÓN

Los INA como sensores de calidad ambiental

La vida bentónica errante para unos grupos de microfauna INA y fija en el sustrato o en las

plantas arraigadas para los demás, les hace sensibles a las alteraciones del microhábitat en que se desenvuelven sus ciclos vitales. Muchas especies además son sésiles o de muy escasa dispersión, por lo que se serían al menos indicadores ecosistémicos de estabilidad. Son reflejo de las condiciones limnológicas, tanto biotopo como biocenosis, en que habitan (MANCINI *et al.*, 2004), así como de cambios bruscos en los niveles tróficos por aportes exógenos de materia orgánica y a lo largo del tiempo indican la estabilidad del sistema (MARGALEF, 1969, 1983; TACHET *et al.*, 2000).

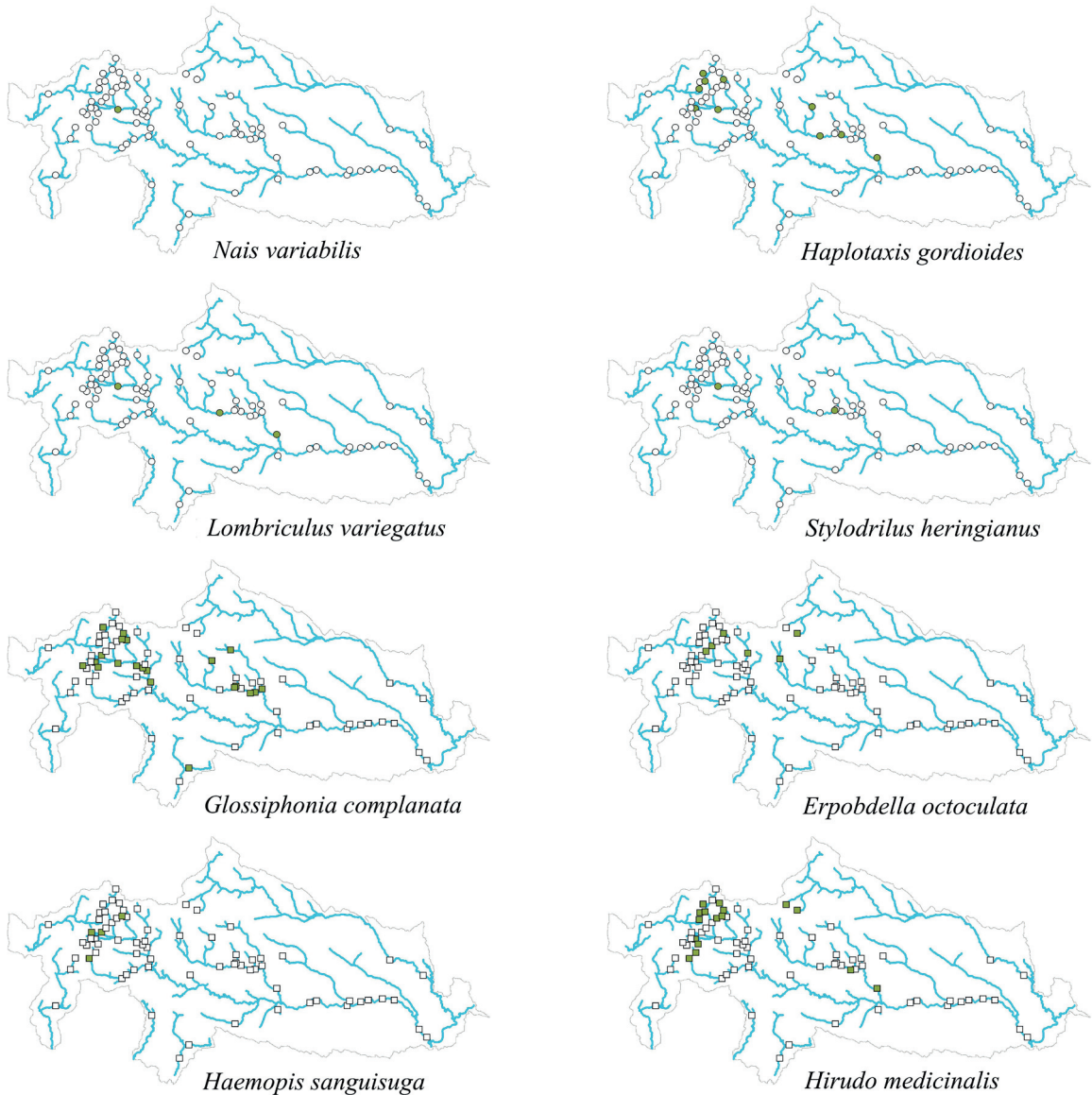


Figura 7. Citas de taxones anélidos (círculo: oligoquetos, cuadrado: sanguijuelas) dulceacuícolas en la red hidrográfica estudiada.
Figure 7. Citations of freshwater annelid taxa (circle: oligochaetes, square: leeches) in the hydrographic network studied.

Las condiciones de escasa mineralización, baja productividad y la litología gruesa e insoluble producen baja disponibilidad de nichos ecológicos para los INA, muy dependientes de comunidades vegetales sumergidas (MASTRANTUONO, 1991). La presencia de pozas o lagunas produce un incremento en la disponibilidad de microhábitats y estabilidad que favorece la complejidad de las comunidades (GONZÁLEZ DEL TÁNAGO & GARCÍA DE JALÓN, 1984; MARGALEF, 1983).

La uniformidad fisicoquímica del agua en todo el área (VEGA *et al.*, 1991; NEGRO, 2005) no permite establecer un patrón faunístico geográfico en los

cauces debido a la simplicidad de las comunidades; pero si se detectan diferencias debido a la presencia de ecosistemas leníticos en el complejo glaciar de Sierra Segundera. Éstos son aprovechados por especies limnófilas, de manera que el litoral somero con praderas de macrófitos favorece el asentamiento de comunidades más ricas que en tramos lóticos del valle. Un proceso de estructuración de las redes tróficas similar al que describen VANNOTE *et al.* (1980) en el concepto de “river continuum”.

Cada comunidad bentónica es resultado del proceso de selección en el tiempo, e incluye variaciones espaciales en el gradiente hidrográfico y efectos

de la presión antrópica (MILLET & PRAT, 1984; ZAMORA-MUÑOZ & ALBA-TERCEDOR, 1996). VIVAS *et al.* (2002) encuentran, para una amplia revisión de ecosistemas mediterráneos, mayor correlación entre la reducción de taxones y las variables que expresan contaminación del agua y presiones sobre los hábitats que con las condiciones naturales de los ecosistemas reflejadas en las fisiográficas. Por ejemplo los usos tradicionales como pastos de verano de gran parte de este territorio podrían explicar la concentración de citas de sanguijuelas en zonas serranas.

Malacofauna

P. casertanum ha sido localizada regularmente en ríos, arroyos y litoral de lagunas de altitud ya que es una especie euríhipsa (KILLEEN *et al.*, 2004) que habita en medios acuáticos muy variados. VELASCO *et al.* (1999) encuentran cinco especies de pisidios representadas en lagunas de alta montaña de pH básico y contenido en sales disueltas muy superiores a nuestra área de estudio. Obtienen la mayor riqueza (4 especies) en la laguna de Cerveriz, que tenía el mayor contenido en calcio y un cierto grado de eutrofia provocado por el ganado. Sin embargo en dos lagunas de terrenos silíceos y conductividades similares a las nuestras no encuentran pisidios. En las zonas altas de sierra Segundera y Cabrera se detectó *P. casertanum* acompañado en simpatria de *P. nitidum* en turberas de ladera con pH < 5; una especie holártica de querencia lenítica que selecciona aguas oligosaprobias y que vive en Pirineos por encima de 2200 msnm (DE MENDOZA, 2013). GRANADOS & TORO (2001) reseñan para intervalos altitudinales equivalentes la presencia de *P. casertanum* únicamente en medios oligotróficos; así como destacan su ausencia en medios alterados hidrológicamente (perturbaciones litorales por represamiento), y la eutrofización de origen ganadero; mientras que en Sierra Segundera se encuentra en lagunas represadas, posiblemente debido a su capacidad de sobrevivir en situaciones microaerofílicas o enterrados entre las raíces de vegetales sumergidas. DE MENDOZA (2013) cita *R. balthica* como la especie de gastrópodo más frecuente y abundante en altitud (incluso >2000 msnm), mientras que no aparece en Sierra Segundera dada la ausencia de aguas carbonatadas.

Hirudofauna y oligoquetos

Su presencia no depende sólo de la calidad del agua o del hábitat y pueden alimentarse alternativamente sobre vertebrados poiquiloterms como ranas o peces (obs. per.; TIBERTI & GENTILLI, 2010; KUTSCHERA & ELLIOT, 2014) en lugares impactados por el ganado. La prevalencia de infección sobre anfibios anuros de montaña se relaciona con el periodo de estiaje (AYRES & COMESAÑA, 2010) ya que en aguas someras las ranas son más accesibles, en especial los machos debido a su comportamiento en las orillas. Encontrar 9 hirudíneos en 39 ríos de 60 localidades asturianas (GARCÍA-MAS & JIMÉNEZ, 1984) supone un dato faunístico similar al encontrado por nosotros, teniendo en cuenta las limitadas condiciones de tipologías de agua. Detectan una riqueza máxima de 3 taxones/punto, superada aquí por 4 taxones en Laguna de Peces (Id: 56). Estos autores describen como submuestra la hirudofauna fluvial asturiana en función de la especificidad de sus hospedadores que limita la distribución y a la dificultad de localizar especies que se refugian entre las raíces; lo que en Sierra Segundera podría ser un factor favorable.

Destaca la escasa presencia de *H. stagnalis* ya que debido a sus hábitos gregarios suelen ser observados numerosos ejemplares en cada localidad; aunque su detección es también reducida en otros estudios (GARCÍA-MAS & JIMÉNEZ, 1984; GARCÍA-MAS *et al.* 2008). GRANADOS & TORO (2001) encuentran esta especie en medios alterados de Gredos, sometidos a eutrofización por ganado y en lagunas represadas con banda árida; en función de la presencia de mayor cantidad de sus principales presas (quironómidos y oligoquetos) y también de la presencia de anfibios ligados a este proceso de enriquecimiento en materia orgánica. DE MENDOZA (2013) señala *H. stagnalis* como especie dominante en lagunas pirenaicas de altitud (en 9 de 82 lagunas). En Sierra Segundera en 2 de 3 puntos convive en simpatria con *Glossiphonia complanata* (Linnaeus, 1758), que es mucho más abundante y ha sido localizada en medios oligotróficos, incluidos los sistemas lóticos. Lo que parece indicar, en relación con la ocupación desigual que los ecosistemas estudiados presentan un nivel intermedio de perturbación. La presencia moderada de oligoquetos en las orillas de todos los medios de altitud, a diferencia de Gredos (GRANADOS & TORO, 2001), podría indicar que sus

orillas están sometidas a un menor enriquecimiento en materia orgánica.

Hidroideos

Las mayores posibilidades de recursos en ecosistemas de gran superficie y volumen, como el lago de Sanabria (Id: 36, Anexo), favorecen la presencia de comunidades complejas y estructuradas según un patrón de biodiversidad funcional (DODDS, 2002). Junto a taxones altamente especializados (sensibles a la perturbación antrópica) podemos encontrar generalistas en las mismas comunidades. La presencia en simpatria de tres hidroideos de amplio rango biogeográfico y espectro ecológico en cuanto a productividad y temperatura del agua, demuestra una gran variedad de biotopos funcionales; así como la ausencia de polución grave (BEACH & PASCOE, 1998; TACHET *et al.*, 2000; HURACHI & GONZALEZ, 2012). Tanto *Hydra oligactis* Pallas, 1766 como *H. vulgaris* Pallas, 1766 están ampliamente citadas en grandes lagos (MOUSTIER, 1950; BRYDEN, 1952; RIBI *et al.*, 1985) pero no se dispone de trabajos comparativos en España. *H. viridissima* Pallas, 1766 es una especie más conspicua que habita en zonas de mayor productividad y temperatura del agua (SCHUCHERT, 2010), incluidas pequeñas lagunas y charcas con praderas sumergidas y los ríos. Sólo se ha podido encontrar a la salida del lago de Sanabria, lo que es relacionable con el aumento de la temperatura del agua que se genera en la lámina superficial y que favorece la presencia de microfauna acuática en las orillas y pozas someras (obs. per.). BOSCH *et al.* (1988) encuentran un estrecho rango de óptimos (18-24°C) para *H. oligactis*, que se ve perjudicada por encima y muere a 37°C.

Estudios en lagos centroeuropeos (RIBI *et al.*, 1985) muestran gran relación entre la dinámica de poblaciones y el hábitat, incluidas zonas profundas. Así como con la estacionalidad, que se refleja en la temperatura del agua, con una mayor actividad de reproducción concentrada en otoño. No se localizaron colonias de pólipos sino unos pocos ejemplares aislados, lo que indicaría una limitación de disponibilidad trófica de presas (TÖKÖLYI *et al.*, 2016), y en consecuencia características meso y oligosaprobias en las orillas. Mecanismos de estrés oxidativo inducidos por un exceso de presas están detrás del control

poblacional (ROSA *et al.*, 2015) en este grupo. Las aguas más calientes en superficie del lago podrían hacer cambiar de forma importante la sex-ratio y la estrategia reproductiva de *H. viridissima* (KALISZEWICZ, 2011; KALISZEWICZ & LIPINSKA, 2013), así como la dinámica de sus presas preferentes, los oligoquetos naididos (TACHET *et al.*, 2000).

Consideraciones finales

En la composición de comunidades INA en áreas montañosas existe un fuerte componente estocástico debido a los gradientes ambientales que provocan la altitud y la granulometría del sustrato en zonas medias y bajas (DE MENDOZA, 2013). Los humedales de altitud funcionan como islas de biodiversidad, donde la estrategia dispersiva y los óptimos ecológicos específicos determinan la composición estable en el tiempo de las biocenosis.

La concentración de especies EEI únicamente en tramos bajos refleja el papel de refugio para la biota autóctona que cumplen las montañas frente a una de las amenazas más graves de conservación en Europa (GENOVESI & SHINE, 2002). La baja productividad de estos ecosistemas supone una barrera ecológica para la mayoría de especies que conforman la xenobiota y que únicamente llegan a estos ecosistemas mediante translocaciones, intencionadas o no, de los habitantes ribereños y los turistas.

La presencia preferente en todo el área de estudio de taxones indicadores de oligosaprobiedad y especialistas en aguas oligo y distróficas de baja mineralización demuestra la utilidad de los INA para la monitorización de calidad y tipificación de condiciones de bajo impacto antrópico en estos ecosistemas, de por sí sensibles a los cambios dado su escaso poder de tamponamiento. Además, en el presente se ve agravada su amenaza por los intensos estiajes y la escasez de nieve; ambos inducidos en el NO de la Península Ibérica por el cambio climático global (MORALES & LIZANA, 2014). Por ello adquiere una mayor urgencia el conocimiento de esta parte de la biodiversidad ibérica.

La simplificación en las campañas de muestreo que ha permitido el uso de indicadores de puntuación taxonómica resulta en un ahorro de costes en los trabajos de monitorización pero reduce la fiabilidad de sus resultados. Reflejan cualitativamente las comunidades, pero no son sensibles

cuantitativamente sobre la dinámica poblacional (TORRALBA & OCHARÁN, 2007), por lo que deben ser mejorados. De forma innovadora la DMA introdujo en la normativa europea la propuesta de que los indicadores bióticos deben obtener resultados suficientemente precisos y además permitir

comparaciones espacio-temporales y estandarización de las mismas; algo que por el momento no se aplica. Para cumplir esta difícil y compleja tarea se debe abordar, con todo el detalle que merece, el estudio de la autoecología de las especies INA.

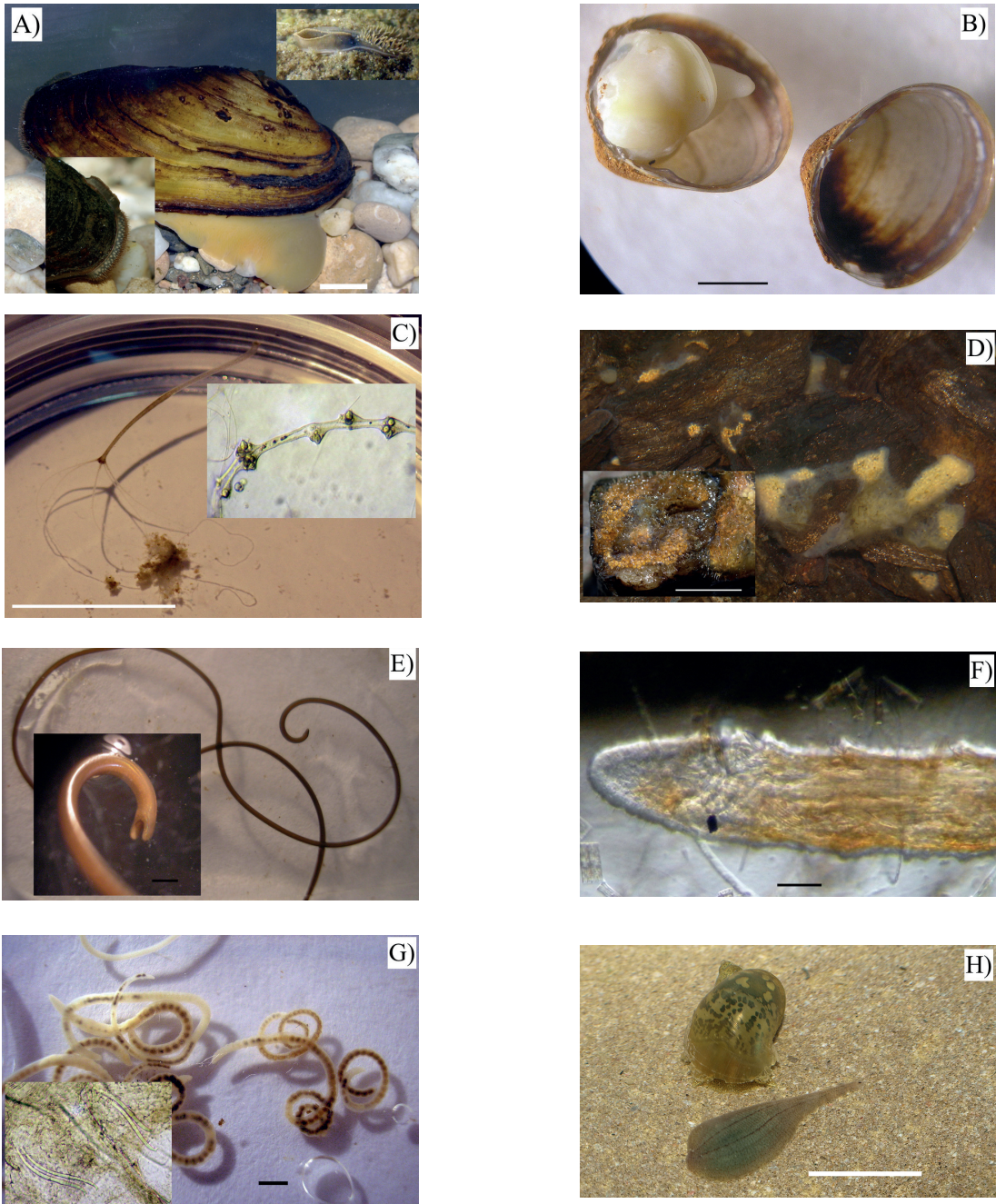


Lámina 1. Galería fotográfica (escala, blanca: 1cm, negra: 1 mm, excepto en fotografía F: 100 micras). **Plate 1.** Photo gallery (scale, white: 1cm, black: 1mm, except for F: 100 microns). A) *Unio delphinus*; río Negro, Id:26; B) *Pisidium casertanum*; Ayo Candelaforca, Id:2; C) *Hydra oligactis*; lago Sanabria, Id:36; D) *Spongilla lacustris*; laguna Lacillo, Id:10; E) *Gordius aquaticus*; laguna Truchillas, Id: 7; F) *Nais variabilis*; lago Sanabria, Id:36; G) *Styolodrilus heringianus*; río Negro, Id:27; H) *Radix balthica* (arriba) + *Glossiphonia complanata* (abajo); río Villarino, Id:70.

AGRADECIMIENTOS

El trabajo de campo se realizó parcialmente dentro de los proyectos de investigación ZA-107/01 y ZA-86/02 del Servicio Territorial de Medioambiente, especial agradecimiento para la Dra. Ana Martínez por su interés en el estudio de los ríos zamoranos y también al Dr. R. Araújo (MNCN) por su ayuda con los pisidios. Parte de los muestreos se englobaron dentro de los trabajos de Life-Náyade (LIFE03/NAT/E/000051). La realización de los sondeos contó con las autorizaciones pertinentes de la Junta de Castilla y León. Gracias a Esther Peñín y al Dr. Patricio Bariego por su apoyo en el campo, a Gonzalo Alarcos en los muestreos de 2005 y a los habitantes de Dornillas.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABELLA, M.A. & GONZÁLEZ NÚÑEZ, M.J. (1986). Variación estacional de la fauna dulceacuícola del alto Nalón, Asturias. *Limnetica*, 2: 173-179.
- ALBA-TERCEDOR, J. & SÁNCHEZ-ORTEGA, M. (1988). Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basado en el de Hellawell (1978). *Limnetica*, 4: 51-56.
- ALBA-TERCEDOR, J. & PUJANTE, A. (2000). *Running-water biomonitoring in Spain: opportunities for a predictive approach*. En WRIGHT J.F, SUTCLIFFE D.W & FURSE M.T. Eds. *Assessing the biological quality of fresh waters. RIVPACS and other techniques*. Chapter 14: 207-216. Freshwater Biological Association, Ambleside.
- ÁLVAREZ-SÁNCHEZ, J. & LUQUE DEL VILLAR, A. (1981). *Métodos de recogida, preparación y conservación de moluscos*. Reseñas Malacológicas Nº 1. Soc. Esp. de Malacología-MNCN. Madrid. 31 pp.
- ARAUJO, R. & RAMOS, M.A. (2001). *Margaritifera margaritifera*. Pp: 102-110. En *Invertebrados no Insectos de la "Directiva Hábitats" en España*. Serie Técnica. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- ARMITAGE, P.D., MOSS, D., WRIGHT, J.F. & FURSE, M.T. (1983). The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water Resources*, 17: 333-347.
- AYRES, C. & COMESAÑA, J. (2010). Leech prevalence in *Rana iberica* populations from northwestern Spain. *NorthWestern Journal of Zoology*, 6 (1): 118-121.
- BARBA, B., LARRANAGA, A., OTERMIN, A., BASAGUREN, A. & POZO, J. (2010). The effect of sieve mesh size on the description of macroinvertebrate communities. *Limnetica*, 29 (2): 211-220.
- BEACH, M.J. & PASCOE D. (1998). The role of *Hydra vulgaris* (Pallas) in assessing the toxicity of freshwater pollutants. *Water Resources* 32 (1): 101-106.
- BOSCH, T., KRYLOW S.M., BODE H.R. & STEELE R.E. (1988). Thermotolerance and synthesis of heat shock proteins: These responses are present in *Hydra attenuata* but absent in *Hydra oligactis*. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA, Biochemistry*, 85: 7927-7931.
- BRYDEN, R.R. (1952). Ecology of *Pelmatohydra oligactis* in Kirkpatrick's Lake. *Tennessee Ecological Monographs*, 22: 45.
- CASADO, C., MONTES, C., GARCÍA DE JALÓN, D. & SORIANO, O. (1990). Contribución al estudio faunístico del bentos fluvial del río Lozoya (Sierra de Guadarrama, España). *Limnetica*, 6: 87-100.
- CUMMINS, K.W. & KLUG, M.J. (1979). Feeding ecology of stream invertebrates. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 10: 147-172.
- DE MENDOZA, G. (2013). *Los macroinvertebrados lacustres y el gradiente altitudinal en los Pirineos*. PhD Thesis. Dpto de Ecología. Universitat de Barcelona. 521 pp.
- DODDS, W.K. (2002). *Freshwater ecology. Concepts and environmental applications*. Ed. Academic Press, San Diego, USA. 551 pp.
- ELLIOT, J.M. (1977). *Some methods for the statistical analysis of samples of benthic invertebrates*. Freshwater Biological Association. Scientific Publication Nº 25. 2nd Ed. Ambleside, U.K. 159 pp.
- FURSE, M. T., MOSS, D., WRIGHT, J.F. & ARMITAGE, P.D. (1984). The influence of seasonal and taxonomic factors on the ordination and classification of running-water sites in Great Britain and on the prediction of their macroinvertebrate communities. *Freshwater Biology*, 14: 257-280.

- GADEA, E. (1954). Nematodos dulceacuícolas de la Sanabria. *Publicaciones Instituto Biología Aplicada*, Tomo XVII: 133-150.
- GARCÍA DE JALÓN, D. & GONZÁLEZ DEL TANAGO, M. (1986). *Métodos biológicos para el estudio de la calidad de las aguas. Aplicación a la cuenca del Duero*. ICONA Monografías N° 45. M.A.P.A, Madrid. 244 pp.
- GARCÍA-MAS, I. & JIMÉNEZ, J.M. (1984). Introducción al estudio de las comunidades macrobentónicas de los ríos asturianos: Hirudíneos. *Limnetica*, 1: 179-186.
- GARCÍA-MAS, I., FERRERAS-ROMERO, M., CANO-VILLEGAS, F.J. & MÁRQUEZ-RODRÍGUEZ, J. (2008). Contribución al conocimiento de las sanguijuelas (Annelida Hirudínea) de cursos fluviales del parque natural Los Alcornocales (Andalucía, sur de España). *Boletín RSGHN*, 5: 93-99.
- GENOVESI P. & SHINE C. (2002). European strategy on invasive alien species. T-PVS (2002) 8. Council of Europe, Estrasburgo. 22 pp.
- GOLTERMAN, H.L. (1969). *Methods for Chemical Analysis of Fresh Waters*. IBP Handbook N° 8. Blackwell. Oxford & Edinburgh.
- GONZÁLEZ, M.A. & COBO, F. (2006). *Macroinvertebrados de las aguas dulces de Galicia*. Ed. Xunta de Galicia y Hércules de Ediciones. A Coruña. 173 pp.
- GONZÁLEZ DEL TÁNAGO, M. & GARCÍA DE JALÓN, D. (1984). Desarrollo de un índice biológico para estimar la calidad de las aguas de la cuenca del Duero. *Limnetica*, 1: 263-272.
- GORDON, N., McMAHON, T.A., FINLAYSON, B.L., GIPPEL, C.J. & NATHAN, R.J. (2004). *Stream Hydrology. An introduction for ecologists*. Ed. John Wiley & Sons. Chichester, UK. 429 pp.
- GRANADOS, I. & TORO, M. (2001). 7. *Fauna bentónica*. Pp: 119-138. En TORO M. & GRANADOS I. (Eds.) Las lagunas del Parque Regional de Gredos. Monografías de la Red de Espacios Naturales de Castilla y León. Serie Técnica: Junta de Castilla y León. Valladolid. 242 pp.
- JIMÉNEZ, J. & MARTÍNEZ-LÓPEZ, F. (1988). Distribución y composición específica de la malacofauna del río Júcar. *Limnetica*, 4: 9-18.
- HERMIDA, J., OUTEIRO, A. & RODRÍGUEZ, T. (1993). Nuevas aportaciones a la fauna de los gasterópodos dulceacuícolas de Asturias, León, Zamora y Salamanca. *Iberus*, 11 (1): 9-14.
- HAWKES, H.A. (1997). Origin and development of the biological monitoring working party score system. *Water Resources*, 32: 964-968.
- HUARACHI R. & GONZALEZ R. (2012). *Hydra vulgaris* Pallas, 1766 (Hydrozoa: Hydridae) como bioindicador de la calidad de aguas del río Chili, Arequipa, Perú. *The Biologist (Lima)*, 10 (2): 125-137.
- KALISZEWICZ A. (2011). Interference of asexual and sexual reproduction in the green hydra. *Ecological Resources*, 26: 147-152. <http://dx.doi.org/10.1007/s11284-010-0771-6>.
- KALISZEWICZ A. & LIPINSKA A. (2013). Environmental condition related reproductive strategies and sex ratio in hydras. *Acta Zoologica (Stockholm)*, 94: 177-183. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1463-6395.2011.00536>.
- KILLEEN, I., ALDRIDGE, D. & OLIVER, G. (2004). *Freshwater Bivalves of Britain and Ireland*. Occasional Publication N° 82. Ed. FSC/National Museum of Wales. Cambridge University. 114 pp.
- KUTSCHERA U. & ELLIOTT J.M. (2014). The European medicinal leech *Hirudo medicinalis* L. Morphology and occurrence of an endangered species. *Zoosystematics and evolution*, 91(2): 271-280. <http://dx.doi.org/10.3897/zse.90.8715>.
- LAGAUTERIE, P. & LEROUX, P. (1977). Une méthode d'analyse de la sensibilité aux facteurs ambiants des macro-invertébrés benthiques des eaux courantes. *La Terre et La Vie*, 31: 324-341.
- MANCINI L., FORMICETTI P., MORGANA J.G., TANCIONI L., D'ANGELO A.M., DANIELI P.P., PIERDOMINICI E., IACONELLI M. & ANDREANI P. (2004). Analysis of macrobenthic communities in the river basins of Central Italy. *Limnetica*, 23 (3-4): 199-208.
- MARGALEF, R. (1955a). Comunidades bióticas de las aguas dulces del noroeste de España. *Publicaciones Instituto Biología Aplicada*, Tomo XXI: 5-85.
- MARGALEF, R. (1955b). Contribución al estudio de la fauna de aguas dulces del noroeste de España. *Publicaciones Instituto Biología Aplicada*, Tomo XXI: 137-171.

- MARGALEF, R. (1969). *El concepto de polución en limnología y sus indicadores biológicos*. Ponencia Nº 7 Simposium sobre la polución de las aguas, Alicante. Documentos de Investigación Hidrológica Nº7: 105-133.
- MARGALEF, R. (1983). *Limnología*. Ed. Omega S.A., Barcelona. 1010 pp.
- MARM. (2011). *Protocolo de muestreo y laboratorio de fauna bentónica de invertebrados en ríos vadeables (ML-Rv-I-2011)*. Cálculo del índice IBMWP (Código IBMWP-2011). Dirección General del Agua, Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. 9 pp. [<http://www.mapama.gob.es/es/agua/temas/estado-y-calidad-de-las-aguas/aguas-superficiales/programas-seguimiento/Protocolos-de-muestro-laboratorio-y-calculo-de-indices.aspx>, consultado 28 febrero 2017]
- MARTÍNEZ-ANSEMIL, E. (1984). Oligoquetos dulceacuícolas de Galicia: catálogo y diversos aspectos ecológicos. *Limnetica*, 1: 311-320.
- MASTRANTUONO, L. (1991). Zoobenthos associated with submerged macrophytes in littoral areas of lake Vico (Italy): some relations between fauna structure and water quality. *Limnetica*, 7: 153-162.
- MILLET, X. & PRAT, N. (1984). Las comunidades de macroinvertebrados a lo largo del río Llobregat. *Limnetica*, 1: 222-233.
- MIRANDA-PATRÍCIO, C.I. (2013). Contribuição para o estudo da bioecologia dos mexilhões de água doce (Unionoida) do Nordeste de Portugal. Grau de Mestre em Gestão de Recursos Florestais. Escola Superior Agrária de Bragança. 81 Pp. [<http://hdl.handle.net/10198/9210> , consultado 28 febrero 2017]
- MORALES, J., NEGRO, I., MARTÍNEZ, A., LIZANA, M. & PALACIOS, J. (2004). Preliminary study of the endangered populations of pearl mussel *Margaritifera margaritifera* (L.) in the River Tera (NW Spain): habitat analysis and management considerations. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 14: 587-596. <http://dx.doi.org/10.1002/aqc.624>.
- MORALES, J. & LIZANA, M. (2014). Efectos negativos del cambio climático aceleran la extinción de la principal población de la náyade *Margaritifera margaritifera* L., 1758 en la Cuenca del Duero. *Munibe*, 62: 103-127.
- MORALES, J. & NEGRO, I. (2015). Nuevos registros con notas ecológicas y taxonómicas de esponjas dulceacuícolas (Porifera, Spongillidae) en la cuenca del Duero. *Graellsia*, 71(1). <http://dx.doi.org/10.3989/graellsia.2015.v71.119>.
- MOOG, O. (Ed.) (2002). *Fauna Aquatica Austriaca, Lieferung 2002*.- Wasserwirtschaftskataster, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien. 670 pp.
- MOUSTIER, J. (1950). Le Lac de Constance. *Bulletin Française Pisciculture*, 159: 56-70.
- MUÑOZ, I., PRAT, N., MILLET, X. & ANSEMIL E. (1986). Heterogeneidad espacial en la distribución de los macroinvertebrados a lo largo de un transecto en el río Llobregat (Barcelona, España). *Limnetica*, 2: 135-145.
- NEGRO, A.I. (2005). *Ecología del fitoplancton de lagunas y turberas de las Sierras Segundera y Cabrera y de la Cordillera Cantábrica*. Tesis Doctoral. Universidad de Salamanca. Salamanca.
- NEGRO, A.I., DE HOYOS, C. & ALDASORO, J.J. (2003). Diatom and desmid relationships with the environment in mountain lakes and mires of NW Spain. *Hydrobiologia*, 505: 1-13.
- 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. & VIDAL-ABARCA, M.R. (2004). El hábitat de los ríos mediterráneos. Diseño de un índice de diversidad de hábitat. *Limnetica*, 21:115-132.
- PERSOONE, G. & DE PAUW, N. (1979). *Systems of biological indicators for water quality assessment*. En *Biological Aspects of Freshwater Pollution*. Ravera O. Ed. Pergamon Press, Oxford.
- REIS, J. (2003). The Freshwater pearl mussel [*Margaritifera margaritifera* (L.)] (Bivalvia, Unionoida) rediscovered in Portugal and threats to its survival. *Biological Conservation*, 114: 447-452. [http://dx.doi.org/10.1016/S0006-3207\(03\)00086-7](http://dx.doi.org/10.1016/S0006-3207(03)00086-7).
- RIBI, G., TARDENT, R., TARDENT, T. & SCASCIGHINIC, C. (1985). Dynamics of hydra populations in Lake Zürich, Switzerland, and Lake Maggiore, Italy. *Schweizerische Zeitschrift Für*

- Hydrologie-Swiss Journal of Hydrology*, 47 (1): 45-56.
- ROSA, M.E., BRADACS, S. & TÖKÖLYI, J. (2015). Response of green hydra (*Hydra viridissima*) to variability and directional changes in food availability. *Biologia*, 70(10): 1366-1375. <http://dx.doi.org/10.1515/biolog-2015-0161>.
- QUEIROZ, A.I., QUARESMA, C.M., SANTOS, C.P. & CARVALHO, H.M. (1998). *Bases para a Conservação da Touperia de água (Galemys pyrenaicus)*. Ed. ICN, Lisboa. Estudos de Biologia e Conservação da Natureza Nº 27. 118 pp.
- SCHUCHERT, P. (2010). The European athecate hydroids and their medusae (Hydrozoa, Cnidaria): Capitata Part 2. *Revue Suisse de Zoologie*, 117 (3): 337-555.
- SORIANO, O., VILLENA, M. & ALONSO, M. (2001). Catálogo de los Uniónidos (Mollusca, Unionidae) de la Península Ibérica conservados en el Museo de Ciencias Naturales (CSIC). *Graellsia*, 57 (1): 133-152.
- SOUSA, R., AMORIM, A., FROUFE, E., VARANDAS, S., TEIXEIRA, A. & LOPES-LIMA M. (2015). Conservation status of the freshwater pearl mussel *Margaritifera margaritifera* in Portugal. *Limnologica*, 50: 4-10.
- TACHET H, RICHOUX P, BOURNAUD M & USSEGLIO-POLATERA P. (2000). *Invertébrés d'eau douce: systématique, biologie, écologie*. CNRS éditions, Paris. 588 pp.
- TIBERTI, R. & GENTILLI, A. (2010). First report of freshwater leech *Helobdella stagnalis* (Rhyncobdellida: Glossiphoniidae) as a parasite of an anuran amphibian. *Acta Herpetologica*, 5(2): 255-258.
- TÖKÖLYI, J., BRADACS, F., HÓKA, N., KOZMA, N., MOKLÓS, M., MUCZA, O., LÉNÁRT, K., SEBESTYÉN F. & BARTA, Z. (2016). Effects of food availability on asexual reproduction and stress tolerance along the fast-slow life history continuum in freshwater hydra (Cnidaria: Hydrozoa). *Hydrobiologia*, 766(1): 121-133. <http://dx.doi.org/10.1007/S10750-015-2449-0>.
- TORRALBA A. & OCHARÁN F.J. (2007). Protocolo para la evaluación del estado ecológico de la red fluvial de Aragón (NE de España) según sus comunidades de macroinvertebrados bentónicos. *Limnetica*, 26 (2): 359-372.
- VAN DAMME, D., GHAMIZI, M., SEDDON, M., KRISTENSEN, T.K., STENSGAARD, A.-S., BUDHA, P.B. & DUTTA, J. (2012). *Haitia acuta*. The IUCN Red List of Threatened Species 2012: e.T155538A732330. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2012.RLTS.T155538A732330>. en, consultado 28 febrero 2017]
- VANNOTE, R.L., MINSHALL, G.W., CUMMINS, K.W., SEDELL, J.R. & CUSHING C.E. (1980). The River Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37 (1): 130-137.
- VEGA, J.C., DE HOYOS, C. & ALDASORO, J. (1991). *Estudio del sistema de lagunas de las Sierras Segundera y Cabrera. Monografías R.E.N.* Ed. Junta de Castilla y León. Valladolid. 47 pp.
- VELASCO, J.L., ARAUJO, R., ÁLVAREZ, M., COLOMER, M. & BALTANÁS, A. (1999). Aportación al conocimiento limnológico de ocho lagos y lagunas de montaña de Asturias (España). *Boletín Real Sociedad Española Historia Natural (Sección Biológica)*, 95 (1-2): 181-191.
- VERNEAUX, J. & TUFFERY, G. (1967). Une méthode zoologique pratique de détermination de la qualité biologique des eaux courantes. Indices biotiques. *Annuelle Scientifique Universidad Besançon, Zoologie* 3: 79-89.
- VIDAL ABARCA, C. & SUÁREZ, M.L. (1985). *Lista faunística y bibliográfica de los moluscos (Gastropoda y Bivalvia) de las aguas continentales de la Península Ibérica y Baleares*. Publicación Nº 2. Asociación Española de Limnología. Madrid. 190 pp.
- VIVAS, S., CASAS, J., PARDO, I., ROBLES, S., BONADA, N., MELLADO, A., PRAT, N., ALBA-TERCEDOR, J., ÁLVAREZ, M., BAYO, M., JAÍMEZ-CUÉLLAR, P., SUÁREZ, M.L., TORO, M., VIDAL-ABARCA, M.R., ZAMORA-MUÑOZ, C. & MOYÁ, G. (2002). Aproximación multivariante en exploración de tolerancia ambiental de las familias de macroinvertebrados de ríos mediterráneos del proyecto GUADALMED. *Limnetica*, 21 (3-4): 149-173.
- WETZEL, R.G. 2001. *Limnology. Lake and River Ecosystems*. Ed. Elsevier Science (USA), San Diego. 1006 pp.
- WRIGHT, J.F., SUTCLIFFE, D.W. & FURSE, M.T. (2000). *Assessing the biological quality of*

fresh waters: RIVPACS and other techniques. Freshwater Biological Association. Ambleside, UK.

ZAMORA-MUÑOZ, C., SÁINZ-CANTERO, E., SÁNCHEZ-ORTEGA, A. & ALBA-TERCEDOR, J. (1995). Are biological indices BMPW' and ASPT' and their significance regarding water quality

seasonally dependent? Factors explaining their variations. *Water Resources*, 29: 285-290.

ZAMORA-MUÑOZ, C. & ALBA-TERCEDOR, J. (1996). Bioassessment of organically polluted Spanish rivers, using a biotic index and multivariate methods. *Journal North American Benthological Society*, 15 (3): 332-352.

Anexo

Localización geográfica (subcuenca hidrográfica y coordenadas UTM), altitud (ALT), número de visitas (N) a las estaciones de muestreo y resultados de riqueza (R) faunística (*Incluye *Cflu / Pacu*, ver Tabla II) y por grupos funcionales (ny: náyades, p: pisidios, g: gastrópodos, e: esponjas, h: hidroideos, m: micrometazoos, s: sanguijuelas). Se indica la ubicación de cada ecosistema en Natura2000 (Directiva Hábitats DH 92/43/CEE), su dinámica lótica (LO) o lenítica (LE), el orden jerárquico (Os) y el ecotipo según la Directiva Marco del Agua (DMA 2000/60/CE).

[Subcuenca: TE Tera, ER Eria, CA Castro, NE Negro, TU Tuela, SA Sabor, BI Bibey]

[DH: H Riberas del río Tera y Afluentes, ES4190067; B Lago de Sanabria y Alrededores, ES4190105; C Sierra de la Cabrera, ES4190110; D Riberas del río Tuela y Afluentes, ES4190131; J Sierra de la Culebra, ES4190033; F Peña Trevinca, ES1130007; G Riberas del río Manzanas y Afluentes, ES4190132; N No incluido en Natura 2000]

[DMA: A Arroyo, E Embalse, L Lago o laguna, R Río, T Turbera

RÍOS: 27 Ríos de alta montaña; 25 Ríos de montaña húmeda silíceo; 15 Ejes mediterráneo continentales poco mineralizados; 4 Ríos mineralizados de la meseta norte

HUMEDALES: 0 Masa no natural, muy modificada; 1 Alta montaña septentrional, profundo, aguas ácidas; 3 Alta montaña septentrional, poco profundo, aguas ácidas; 6 Media montaña, profundo, aguas ácidas]

Annex

Geographic location (hydrographic sub-basin and UTM coordinates), altitude (ALT), number of visits (N) to the sampling stations and the faunistic richness results (*Includes *Cflu / Pacu*, see Table II) and by functional groups (ny: freshwater mussels, p: pea-clams, g: gastropods, e: sponges, h: hydroids, m: micrometazoans, s: leeches). In addition the location of each ecosystem in the Natura2000 network (Habitat Directive HD 92/43/CEE), our flood dynamic (lotic LO and lenitic LE), hierarchy order (Os) and the ecotype according to the Water Framework Directive (WFD 2000/60/CE) are indicated.

[Sub-basin: TE Tera, ER Eria, CA Castro, NE Negro, TU Tuela, SA Sabor, BI Bibey]

[HD: Natura 2000 codes for the SCI sites; N: Not included in Natura 2000]

[WFD: A Stream, E Reservoir, L Lakes, R River, T Peatland

RIVERS: 27 high mountain rivers; 25 siliceous wet mountain rivers; 15 smaller mineralized continental Mediterranean axes; 4 mineralized rivers of the northern plateau

LAKES and WETLANDS: 0 strained mass, strongly modified; 1 high northern mountain, deep, acidic waters; 3 high northern mountain, shallow, acidic waters; 6 middle mountain, deep, acidic waters]

Id	Sub-cuenca	Zona	UTM-X	UTM-Y	ALT	N	R	ny	p	g	e	h	m	s	diná mica	Orden Os	RN2000 DH	Ecotipo DMA
1	TE	29T	P7945	G6668	1668	1	2	0	1	0	0	0	0	1	LE	1	B	A27
2	TE	29T	P1933	G6314	910	2	1	0	1	0	0	0	0	0	LE	2	N	A25
3	TE	29T	P8914	G6176	1565	2	3	0	1	1	0	0	0	2	LO	2	B	A25
4	TE	29T	Q1143	G6689	1030	1	1	0	1	0	0	0	0	0	LE	2	H	A25
5	TE	29T	Q1987	G7067	1002	1	1	0	0	1	0	0	0	0	LE	1	N	A25
6	ER	29T	Q0386	G7695	1482	1	2	0	1	0	0	0	0	1	LO	1	C	L3
7	ER	29T	Q0707	G7382	1760	2	7	0	2	1	0	0	2	2	LO	2	C	L1
8	TE	29T	Q0739	G5635	850	1	0	0	0	0	0	0	0	0	LE	2	N	E0
9	TE	29T	P8799	G7337	1804	2	6	0	1	1	0	0	1	3	LO	2	B	L3
10	TE	29T	P8258	G7445	1704	2	7	0	0	1	1	0	3	2	LO	3	B	L1

11	TE	29T	P8251	G6698	1596	1	6	0	1	0	1	0	2	2	LO	1	B	L3
12	CA	29T	P7841	G6032	1745	1	3	0	0	0	0	0	1	2	LO	1	B	L3
13	TE	29T	P8119	G7272	1835	1	2	0	1	0	0	0	0	1	LO	2	B	L3
14	TE	29T	P8113	G6553	1613	3	8	0	2	1	0	0	3	2	LO	2	B	L1
15	CA	29T	P9340	G5844	865	2	2	1	0	1	0	0	0	0	LE	3	H	R25
16	CA	29T	P8955	G5549	870	1	1	0	0	1	0	0	0	0	LE	3	H	R25
17	CA	29T	P8565	G5527	890	1	1	0	0	1	0	0	0	0	LE	3	H	R25
18	CA	29T	P9593	G5890	850	3	4	3	0	1	0	0	0	0	LE	3	H	R25
19	NE	29T	Q2492	G6224	815	2	2	0	1	1	0	0	0	0	LE	3	H	R25
20	NE	29T	Q2013	G6919	920	2	2	0	0	1	0	0	0	1	LE	2	H	R25
21	NE	29T	Q2512	G6049	800	2	2	0	0	1	0	0	0	1	LE	3	H	R25
22	NE	29T	Q0268	G6812	965	3	3	0	1	1	0	0	0	1	LE	2	H	R25
23	NE	29T	Q2615	G5849	820	3	7	3	0	1	2	0	1	0	LE	3	H	R25
24	NE	29T	Q2311	G5972	824	3	4	1	0	0	1	0	1	1	LE	3	H	R25
25	NE	29T	Q1457	G6039	911	3	4	1	0	1	0	0	2	1	LE	3	H	R25
26	NE	29T	Q1840	G6155	835	4	6	2	0	1	2	0	0	1	LE	3	H	R25
27	NE	29T	Q1988	G6121	830	4	5	1	1	1	0	0	1	1	LE	3	H	R25
28	NE	29T	Q0689	G6007	826	4	6	1	1	1	0	1	0	2	LE	3	H	R25
29	NE	29T	Q2982	G5552	798	2	8	2	0	1	1	0	3	1	LE	4	D	R25
30	TU	29T	P7571	G5831	1075	2	2	0	1	1	0	0	0	0	LE	2	B	R25
31	TE	29T	P8028	G6548	1589	1	1	0	0	1	0	0	0	0	LE	2	H	R25
32	TE	29T	P9464	G6422	920	3	4	0	1	1	1	0	0	1	LE	4	H	R25
33	TE	29T	P9517	G6146	918	2	6	2	0	1	2	0	0	1	LE	4	B	R25
34	TE	29T	P8515	G7025	1305	2	6	0	2	1	1	0	1	1	LE	3	B	R25
35	TE	29T	P8415	G7485	1584	2	2	0	1	1	0	0	0	0	LO	3	B	E27
36	TE	29T	P9021	G6569	998	4	15	2	1	2	1	3	5	1	LE	5	H	L6
37	TE	29T	P9380	G6412	945	4	3	0	0	1	1	0	0	1	LE	4	H	R25
38	TE	29T	P9218	G6485	975	4	5	1	1	1	0	1	0	1	LE	4	H	R25
39	TE	29T	Q4596	G5205	730	2	3*	0	0	2	0	0	0	0	LE	5	H	R25
40	TE	29T	Q3915	G5220	735	2	4*	1	0	2	0	0	0	0	LE	5	H	R25
41	TE	29T	P9461	G6795	935	2	2	0	0	1	0	0	0	1	LE	3	H	R25
42	TE	29T	P9172	G6202	880	2	1	0	0	1	0	0	0	0	LE	3	D	R25
43	TU	29T	P7391	G4910	700	2	1	0	0	1	0	0	0	0	LE	4	H	R25
44	TE	29T	P9806	G6797	950	1	1	0	0	1	0	0	0	0	LE	3	B	R25
45	TE	29T	P8655	G7081	1650	1	4	0	2	0	0	0	1	1	LO	2	B	T3
46	TE	29T	P8981	G7422	1670	1	1	0	1	0	0	0	0	0	LO	2	B	T3
47	TE	29T	P8845	G7411	1847	1	2	0	1	0	0	0	0	1	LO	1	D	T3
48	TU	29T	P7571	G5831	1085	1	2	0	1	1	0	0	0	0	LE	1	B	T3
49	TE	29T	P8042	G6149	1820	1	3	0	2	0	0	0	1	0	LO	1	B	T3
50	TE	29T	P8100	G6139	1751	1	3	0	1	0	0	0	1	1	LO	1	B	T3
51	TE	29T	P8244	G6131	1719	1	2	0	1	0	0	0	0	1	LO	1	B	T3
52	BI	29T	P8203	G6899	1670	1	4	0	2	0	0	0	1	1	LO	1	B	T3
53	TE	29T	P8352	G1818	1685	1	6	0	2	0	1	0	2	1	LO	2	B	L3
54	TE	29T	P8183	G6375	1728	1	5	0	1	0	0	0	2	2	LO	2	B	L3
55	TE	29T	P8541	G7852	2004	1	2	0	1	0	0	0	1	0	LO	1	B	L3
56	TE	29T	P8741	G7178	1707	3	5	0	1	0	0	0	1	4	LO	3	B	L3
57	TE	29T	P8341	G7214	1521	2	5	0	0	1	1	0	2	1	LO	3	H	E27
58	TE	30T	T5307	M5296	724	2	4*	1	0	2	0	0	0	0	LE	5	H	R15
59	TE	30T	T6280	M5376	715	2	4*	2	0	1	0	0	0	0	LE	5	H	R15
60	TE	29T	Q1977	G4549	838	1	0	0	0	0	0	0	0	0	LE	2	J	R25
61	TE	30T	T2593	M5372	719	1	1	0	0	1	0	0	0	0	LE	5	H	R15
62	TE	30T	T7275	M4379	685	1	4*	2	0	0	1	0	0	0	LE	5	H	R15
63	TE	30T	T4118	M5328	740	1	4*	0	0	3	0	0	0	0	LE	5	H	R25
64	TE	29T	Q3349	G5151	810	1	0	0	0	0	0	0	0	0	LE	2	H	E0
65	TE	30T	T3849	M6531	755	2	2	0	0	1	1	0	0	0	LE	5	H	R25
66	TE	30T	T4837	M5349	743	1	1*	0	0	0	0	0	0	0	LE	2	N	R4
67	TE	30T	T7145	M4420	690	2	5*	3	0	1	0	0	0	0	LE	5	H	R15
68	BI	29T	P6732	G6766	1121	2	3	1	0	1	1	0	0	0	LE	3	F	R27
69	SA	29T	P9722	G4624	750	1	1	0	0	1	0	0	0	0	LE	2	J	R25
70	SA	29T	Q0665	G3916	654	1	4	0	0	3	0	0	0	1	LE	3	J	R25
71	NE	29T	Q1132	G6655	1028	1	4	0	1	1	0	0	1	1	LE	2	N	R25
72	ER	30T	T7156	M5982	726	1	3*	2	0	0	0	0	0	0	LE	4	N	R15
73	ER	30T	T6368	M6390	779	1	2	0	0	1	1	0	0	0	LE	4	N	R15
74	SA	29T	Q0601	G3782	628	1	1	0	0	1	0	0	0	0	LE	4	G	R25