

Variación poblacional de *Gobio lozanoi* Doadrio & Madeira, 2004 (Cypriniformes: Cyprinidae) en gradientes longitudinales de la cuenca del río Segura (SE Península Ibérica)

Fátima Amat-Trigo*, Mar Torralva, David Verdiell-Cubedo, Ana Ruiz-Navarro, Francisco J. Oliva-Paterna

Departamento de Zoología y Antropología Física. Universidad de Murcia, Campus de Espinardo, 30100, Murcia.

* correspondencia: fatima.amat@um.es

Resumen

El presente estudio analiza los parámetros descriptores de poblaciones (distribución y diversidad de tallas, proporción de edades, abundancia, peso y talla promedio, estado de condición) de *Gobio lozanoi* establecidas en la cuenca del río Segura (SE de la Península Ibérica), y su relación con el gradiente a lo largo del eje longitudinal río Mundo-río Segura. El análisis se ha realizado tanto a nivel de localidad de estudio como a escala de macrosector. Se han detectado poblaciones mejor estructuradas en las localidades de zonas altas de los ejes de estudio caracterizadas por la presencia de mayor número grupos de edad, más amplitud de tallas y valores más elevados de diversidad de tamaños. Las localidades del río Mundo presentaron un predominio de individuos más grandes y longevos. La condición somática se analizó mediante el índice residual (Kr), éste mostró una alta variabilidad entre las localidades de estudio dentro de los ejes longitudinales. En suma, no podemos concluir sobre la presencia de un gradiente lineal en los parámetros poblacionales, pese a ello los valores de condición o estado poblacional más elevados se observan en localidades de la zona alta de la cuenca.

Abstract

This study analyzes the population's descriptor parameters (size distribution and diversity, age ratio, abundance, average height and weight and condition status) of *Gobio lozanoi* populations established in the Segura River Basin (SE Iberian Peninsula) and its relationship with the gradient along the longitudinal axis Mundo river-Segura river. The analysis was performed both at the locality level as a macrosector level. Better structured populations were detected in the highest localities due to the presence of larger number of age groups, wider range of sizes and highest values of size diversity. The Mundo river's localities had a predominance of large and long-lived individuals. The somatic condition was analyzed with the residual rate (Kr), it showed a high variability among study localities within the longitudinal axis. In short, we cannot conclude about the presence of a linear gradient in the population parameters, nevertheless the higher condition or population status values were observed in the upper places of the river basin.

Palabras clave: *Gobio lozanoi*, gradiente longitudinal, condición somática, diversidad de tallas, abundancia

Introducción

Los ríos ibéricos presentan las características propias de sistemas mediterráneos, con una elevada heterogeneidad ambiental y una marcada dinámica estacional e interanual de sus caudales (Vidal-Abarca et al. 1992). Por ello, la ictiofauna de la Península Ibérica ha evolucionado en un marco funcional muy variable, desarrollando estrategias vitales caracterizadas por ciclos de vida relativamente cortos y hábitos ecológicos generalistas y oportunistas (Vila-Gispert & Moreno-Amich 2002; Encina et al. 2006). Los parámetros ambientales varían a lo largo del eje longitudinal del río e influyen en la composición y estructura de las poblaciones de peces (Torgersen et al. 2006). Esta variabilidad ambiental supone un adecuado escenario para poder estudiar la variación poblacional de los peces epicontinentales y buscar su posible relación con los parámetros ambientales descriptores de la misma (Torralva et al. 1997; Oliveira et al. 2002; Oliva-Paterna et al. 2003a; Tedesco et al. 2009; Castejón-Bueno et al. 2011). Es decir, cuando una especie presenta poblaciones a lo largo del gradiente longitudinal de un río, se hace posible el estudio de sus

descriptores biológicos en relación a la variabilidad ambiental presente en dicho gradiente (Abdoli et al. 2007; Descroix et al. 2009; Tedesco et al. 2009).

En nuestro contexto geográfico, la distribución continua de poblaciones de *Gobio lozanoi* Doadrio & Madeira, 2004 a lo largo de los principales ejes fluviales en la zona alta-media de la cuenca del río Segura (Torralva et al. 2005; Andreu-Soler 2008; Martínez-Morales et al. 2010), nos permite plantear un trabajo con las características comentadas en el párrafo anterior. Nuestra especie objetivo fue introducida en varias cuencas de la Península Ibérica en el siglo XIX (Doadrio & Elvira 1986) y se extendió rápidamente por todos los ríos de las mismas (Lobón-Cerviá et al. 1991). Actualmente, es considerada como especie autóctona en las cuencas de los ríos Ebro y Bidasoa (Doadrio 2001). Las poblaciones que aparecen en el río Segura son el resultado de la transferencia de agua del trasvase Tajo-Segura (García de Jalón et al. 1992; Torralva & Oliva-Paterna 1997; Torralva et al. 2005). Esta condición de especie introducida en la cuenca del Segura, hace importante el conocimiento de su estructura y dinámica poblacional, ya que podría estar afectando a especies autóctonas de la cuenca (Elvira 1998).

La presente trabajo tiene como finalidad aumentar los escasos conocimientos existentes sobre la biología poblacional de *Gobio lozanoi* en la cuenca del río Segura. Esta información puede resultar fundamental en el establecimiento de criterios científicos para su gestión y control como especie alóctona en la Cuenca. Bajo la suposición de una variabilidad poblacional condicionada por el gradiente longitudinal, se pretenden conocer aspectos de la biología de la especie a través del planteamiento de los siguientes objetivos: (1) conocer la estructura poblacional de *Gobio lozanoi*, evaluando los parámetros descriptores de la población y (2) analizar la posible relación existente entre la variabilidad poblacional de la especie y el gradiente longitudinal a lo largo del eje Mundo – Segura y del eje Segura.

Material y métodos

Área de estudio y especie objetivo

La Cuenca Hidrográfica del río Segura se localiza en el sureste de la Península Ibérica, con una superficie de 18.870 Km² (CHS 2013). Ocupa prácticamente toda la provincia de Murcia y parte de las provincias de Albacete, Alicante, Almería, Jaén y Granada. Situada en una región de clima mediterráneo, la cuenca se caracteriza por su aridez y por una peculiar geomorfología (Vidal-Abarca et al. 1990). Su régimen hidrológico está marcado por fuertes fluctuaciones naturales (avenidas y sequías), que tienen un gran impacto sobre las comunidades de peces (Torralva et al. 1997, 2005; Oliva-Paterna et al. 2003a, 2003b). La elevada regulación de su caudal (Vidal-Abarca et al. 1990), las escasas precipitaciones y los fenómenos de evapotranspiración (López-Bermúdez 1972), hacen que sea una de las cuencas ibéricas con caudal más deficitario.

La cuenca está formada por dos ejes longitudinales principales, el río Mundo y el propio río Segura. El río Segura nace en la Sierra de Segura (Jaén) a 1.412 metros de altitud y recorre 325 Km hasta desembocar en Guardamar (Alicante) con un caudal muy disminuido y altos niveles de contaminación (Gil-Olcina 2000). Su cauce está regulado por 5 grandes embalses, destacando por su capacidad La Fuensanta (210 hm³) y Cenajo (437 hm³) (CHS 2013). El río Mundo, principal afluente, nace en el Macizo del Calar del Mundo (Albacete) y recorre unos 119 km hasta desembocar en el río Segura. Se encuentra regulado por los embalses de Talave (35 hm³) (el cual recibe las aguas del Trasvase Tajo-Segura) y Camarillas (36 hm³) (CHS 2013).

La especie objetivo, *Gobio lozanoi*, es un ciprínido de pequeño tamaño (150 mm de longitud total aproximadamente) (Lobón-Cerviá & Torres 1984; Lobón-Cerviá et al. 1991). Presenta la boca ínfera, posee una par de barbillones sensoriales y una aleta caudal fuertemente escotada. En los flancos presenta una hilera de manchas grandes redondeadas y azuladas sobre un fondo más claro. Las escamas están bordeadas de un tono más oscuro confiriéndole una apariencia algo reticulada (Doadrio & Madeira 2004). Su crecimiento es lento llegando a edades de 5 o 6 años como máximo y alcanzando la madurez sexual entre los 2 y 3 años, aproximadamente (Lobón-Cerviá et al. 1991; Miñano et al. 2003). Se reproduce normalmente entre finales de mayo y julio (Lobón-Cerviá & Torres 1984; Miñano et al. 2003). Se trata de una especie gregaria y bentónica que se alimenta básicamente de macroinvertebrados bentónicos aunque también puede consumir

invertebrados de origen terrestre y en menor medida materia vegetal (Kennedy & Fitzmaurice 1972; Oscoz et al. 2006). Suele habitar tramos medios de los ríos de fondos arenosos o de grava (Doadrio 2001) y muestra preferencias por zonas de desove con corriente moderada (Lobón-Cerviá et al. 1991), aunque puede colonizar con facilidad otros tipos de hábitat, por lo que se puede encontrar en ambientes lénticos como embalses (Doadrio et al. 2011).

Es una especie autóctona a la Península Ibérica y presente también en el sur de Francia (río Adour). Únicamente se distribuye de forma nativa en las cuencas del Ebro y del Bidasoa, mientras que en el resto de la Península (Duero, Guadalete, Guadiana, Guadalquivir, Júcar, Llobregat, Mondengo, Mijares, Nalón, Nansa, Miño, Segura, Tajo y Turia), la especie tiene un carácter alóctono (Lobón-Cerviá et al. 1991; Doadrio & Madeira 2004; Doadrio et al. 2011). La especie presenta poblaciones en gran parte de los ejes principales del río Segura y río Mundo (Doadrio 2002; Torralva et al. 2005), y según varios autores el origen de las mismas está en la transferencia de agua por el Trasvase Tajo-Segura (García de Jalón et al. 1992; Torralva et al. 2005).

Localidades y metodología de muestreo

Se muestrearon un total de 19 localidades: 5 situadas a lo largo del eje longitudinal del río Mundo, desde el tramo situado en la población de Los Vizcaínos hasta su confluencia con el río Segura (longitud aproximada de 75 km); 7 en el eje longitudinal del río Segura correspondiente a su parte alta, desde el tramo situado en las Juntas de Miller hasta su confluencia con el río Mundo (longitud aproximada de 100 km); 5 localidades situadas también en el río Segura, desde aguas abajo de su confluencia con el río Mundo, hasta el azud de Ulea (longitud aproximada de 60 km); y, finalmente, 2 localidades situadas en tributarios de cabecera externas a ambos ejes, río Taibilla (tramo situado próximo a la población de Las Claras) y río Tus (tramo aguas arriba de la población de Rala) (Fig. 1).

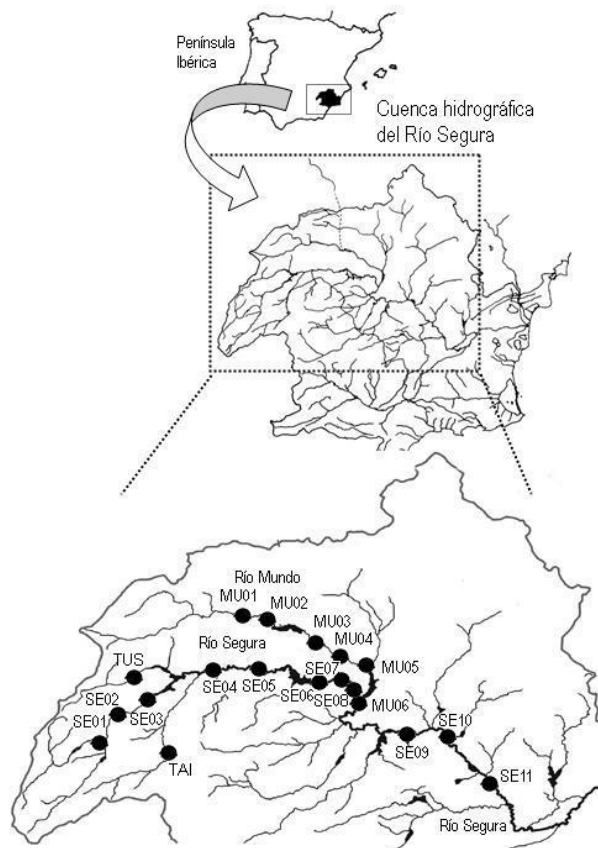


Figura 1. Cuenca hidrográfica del río Segura y situación de las localidades de muestreo. MU = Río Mundo; SE = Río Segura.

Para el análisis a lo largo del gradiente longitudinal se ha trabajado en 3 macrosectores. El primer macrosector denominado “Río Mundo” comprende las localidades desde MU01 a MU05. El macrosector 2 corresponde a la “Parte alta Río Segura” en el que se han incluido las localidades desde la SE01 a la SE07. El macrosector 3 se ha denominado “Parte media Río Segura” y comprende las localidades MU06, SE08, SE09, SE10 y SE11 (Tabla 1). De esta forma, hemos considerado dos ejes longitudinales completos correspondientes al “Eje río Mundo” (macrosectores 1 y 3) y al “Eje río Segura” (macrosectores 2 y 3).

Las campañas de muestreo se realizaron en un periodo comprendido entre octubre y noviembre del 2009, con el fin de evitar los periodos reproductivos y pre-reproductivos de la especie (Miñano et al. 2003). Se consigue de esta forma que la condición somática no se vea afectada por aspectos relacionados con la reproducción y el desarrollo gonadal (Encina & Granado-Lorencio 1997a) y refleje de forma más directa el estado de salud de los individuos de una población.

Tabla 1. Descripción de las localidades muestreadas. Altitud sobre el nivel del mar; estado ecológico; caudal; relación entre los porcentajes del área riparia forestal y agrícola; conductividad. La categorización de las variables se presenta en el texto.

Código	Altitud (m)	Estado Ecológico	Caudal	Forestal (%)	Agrícola (%)	Conductividad ($\mu\text{S/cm}$)
TUS	809	1	1	80	20	432,33
TAI	640	2	1	20	40	566,33
MU01	580	2	1	90	10	597,33
MU02	540	2	1	90	10	619,33
MU03	430	3	1	40	60	674,33
MU04	396	3	1	10	90	724,33
MU05	354	3	1	20	80	1303,33
MU06	350	4	2	70	30	1108,67
SE01	700	1	1	90	10	364,00
SE02	685	1	1	100	0	386,67
SE03	650	1	1	100	0	390,33
SE04	460	1	3	100	0	356,00
SE05	432	1	3	85	15	401,33
SE06	363	2	3	60	40	446,67
SE07	325	2	3	60	40	491,67
SE08	306	2	2	15	85	579,33
SE09	200	2	1	20	60	860,67
SE10	148	2	3	0	70	1139,33
SE11	112	4	2	0	80	1157,33

El método de captura utilizado fue la pesca eléctrica. Se trata del método más eficiente para la captura y el inventariado de peces epicontinentales en medios acuáticos vadeables (Lobón-Cerviá 1991). El procedimiento de pesca eléctrica desarrollado en este trabajo queda descrito en la normativa CEN Water Análisis-Fishing with electricity (CEN 2003). Es una técnica basada en la aplicación de corriente eléctrica (en este caso continua) dentro de la masa de agua, lo que crea un campo eléctrico que modifica el comportamiento de los peces forzándolos a nadar hacia el ánodo (galvanotaxis) y produciéndoles una relajación muscular (galvanonarcosis) que facilita su captura (Lobón-Cerviá 1991). El equipo de pesca consta de un generador eléctrico (4500 W), un transformador-rectificador, un cátodo y un ánodo (electrodo que barre la zona de muestreo). La longitud muestreada en cada localidad abarcó entre 10 y 20 veces la anchura del río (longitud mínima de 100 m) con el objetivo obtener muestras representativas y abarcar todos los hábitats presentes en el tramo de río.

Los peces capturados en los muestreos fueron anestesiados, sacrificados y conservados en formaldehído al 10% para ser procesados más tarde en el laboratorio. La normativa actual obliga a

la eliminación en muestreos de experimentación de la totalidad de capturas de especies alóctonas a la cuenca. De los individuos capturados ($n = 891$) se midió: la longitud furcal ($LF \pm 1$ mm; longitud desde la parte anterior del rostro hasta la escotadura de la aleta caudal, obtenida mediante un ictiómetro), el peso total ($PT \pm 0,1$ g), obtenido mediante balanzas de precisión Modelo Sartorius®. Para el estudio de la estructura de edades de las poblaciones, la edad de cada ejemplar fue establecida mediante la lectura de escamas. El método de análisis de las escamas consiste en localizar los anillos anuales de crecimiento (*annuli*) ya que su número indica la clase de edad a la que pertenece el pez. Para el análisis del estado de condición somática, los ejemplares con una LF inferior a 55 mm fueron excluidos (ejemplares juveniles según Miñano et al. 2003), con el fin de disminuir la variabilidad fenotípica en los análisis de condición poblacional (Oliva-Paterna et al. 2003a, 2003b). Así, el número total de individuos utilizados para el análisis de condición somática fue de 730.

Caracterización de las localidades de estudio

En la Tabla 1, se presentan las variables ambientales seleccionadas para profundizar en la relación entre la variabilidad poblacional de la especie y el gradiente longitudinal. Las variables descritas son la altitud sobre el nivel del mar (valorada en metros); el estado ecológico de las localidades, valorado en función de los datos obtenidos del *Estudio general sobre la Demarcación Hidrográfica del Segura* (CHS 2007), cuyas categorías son: 1= Muy bueno, 2= Bueno, 3= Moderado y 4= Deficiente); el caudal promedio de cada localidad obtenido durante los muestreos (clasificado como: 1 = menor a $1 \text{ m}^3/\text{s}$, 2 = entre 1 y $2 \text{ m}^3/\text{s}$, 3 = más de $2 \text{ m}^3/\text{s}$) y la relación estimada visualmente entre los porcentajes de área forestal y agrícola de la zona riparia comprendida en una franja de 300 m en ambos márgenes del río. Como aproximación a nivel de mesohábitat se presentan los valores promedio de la conductividad ($\pm 0,01 \text{ } \mu\text{S}/\text{cm}$) obtenidos tras hacer tres mediciones en cada localidad con un lector multiparámetro Multi 350i© (Tabla 1).

Parámetros descriptores de las poblaciones y análisis estadísticos

La estructura poblacional se ha estudiado mediante el análisis descriptivo de las distribuciones de frecuencia por tallas, la diversidad de tallas y la estructura de edades, tanto a nivel de localidades de estudio como a escala de macrosectores. La diversidad de tallas se ha calculado a partir del índice de diversidad de Shannon-Wiener (H'):

$$H' = -\sum_{i=1}^S p_i \log_2 p_i$$

donde S corresponde al número de rangos de talla; p_i es la proporción de ejemplares correspondientes a un rango de talla i respecto al total de individuos en cada localidad ($p_i = n_i/N$), siendo n_i el número de ejemplares dentro de un rango de edad y N el número total de individuos en cada localidad. También se ha analizado la estructura de edades de la población mediante la proporción de individuos pertenecientes a cada clase de edad.

La abundancia se ha estudiado de forma relativa, también a escala de localidad y de macrosector. El método utilizado ha sido la obtención de Capturas por Unidad de Esfuerzo (CPUE; Catch Per Unit Effort en Temple et al. 2007). En el presente estudio, las CPUEs están basadas en el cálculo de individuos capturados por unidad de tiempo, nº de ejemplares/hora, asumiendo una estandarización del área muestreada.

La talla y peso promedio a nivel de población se ha analizado como posible indicador del estado de sus individuos. Además se ha estudiado la condición somática mediante el cálculo del índice de condición residual (Kr) (Jakob et al. 1996), éste se ha obtenido a partir de las distancias residuales tipificadas respecto a la recta de regresión obtenida entre el PT y la LF (empleando valores transformados $\log(x+1)$) del total de los individuos. Para comparar la talla, peso y estado de condición entre las localidades determinando diferencias espaciales significativas entre ellas o entre macrosectores y ejes longitudinales, se utilizó la prueba de Análisis de la Varianza de un factor (ANOVA), utilizando las unidades espaciales como factores (localidades, macrosectores o ejes). Se realizó la prueba de Kruskal-Wallis en los casos que no se obtuvo homogeneidad de varianzas (prueba de Levene) a pesar de haber transformado los datos. El análisis de la relación entre la variabilidad poblacional a nivel espacial y el gradiente longitudinal se ha realizado mediante

relaciones bivariantes o correlaciones, índice de correlación de Pearson para variables cuantitativas e índice de Spearman para variables categóricas ordinales (caudal y estado ecológico).

Los análisis estadísticos se han llevado a cabo mediante el paquete estadístico SPSS® v. 15.0 y con un nivel de significación del 95% ($p < 0,05$).

Resultados

Estructura poblacional y abundancia

En la Figura 2 se representan las distribuciones de frecuencia por tallas de las poblaciones en cada localidad y agrupadas en función de los macrosectores establecidos. La estructura poblacional observada muestra importantes diferencias tanto en la comparativa entre las localidades como entre los macrosectores. Así, detectamos poblaciones que presentan rangos de talla amplios (entre 2 y 10,5 cm LF) en las que pueden diferenciarse más de una moda o grupo de talla. Éstas corresponden sobre todo a poblaciones de localidades situadas en la zona alta de los ejes de estudio (SE01, SE02, SE03 y MU02) o en los tributarios también ubicados en la parte alta de la cuenca (TAI, TUS).

Tabla 2. Número total de ejemplares capturados en cada localidad de muestreo (n); porcentaje de individuos por clases de edad en cada localidad muestreada.

Localidad de muestreo	n	Clases de Edad (%)					
		0+	1+	2+	3+	4+	5+
MU01	39	0	0	0	66,67	7,69	25,64
MU02	71	12,68	16,90	16,90	38,03	11,27	4,23
MU03	72	38,89	0	2,78	36,11	20,83	1,39
MU04	49	20,41	4,08	6,12	28,57	40,82	0
MU05	45	0	0	0	6,67	75,56	17,78
MU06	24	4,17	4,17	0	4,17	75,00	12,50
SE01	119	0,84	36,13	15,97	27,72	17,65	1,68
SE02	66	27,27	30,30	19,70	21,21	1,52	0
SE03	46	8,70	17,39	10,87	50,00	13,04	0
SE04	44	4,55	13,64	18,18	50,00	11,36	2,27
SE05	19	0	31,58	57,89	5,26	5,26	0
SE06	13	0	15,38	15,38	46,15	23,08	0
SE07	54	0	11,11	24,07	37,04	0	0
SE08	27	3,70	44,44	3,70	44,44	3,70	0
SE09	31	22,58	61,29	6,45	6,45	3,23	0
SE010	20	25,00	5,00	15,00	35,00	20,00	0
SE11	39	10,26	25,64	43,59	17,95	2,56	0
TAI	39	48,72	15,38	15,38	20,51	0	0
TUS	60	3,33	10,00	20,00	46,67	18,33	1,67
Río Mundo	276	17,03	5,07	6,16	34,78	28,99	7,97
Parte alta río Segura	361	11,08	25,21	19,67	32,98	10,29	0,83
Parte media río Segura	141	12,77	30,50	16,31	20,57	17,73	2,13
TOTAL	877	14,37	18,24	14,71	31,93	17,45	3,31

En el macrosector del río Mundo, prácticamente todas las localidades muestran una distribución de tallas con un rango estrecho y la presencia de individuos mayores a 5,5 cm LF. La excepción es la localidad MU02 que muestra una estructura amplia y ejemplares desde los 3,5 cm hasta los 11,5 cm LF (Fig. 2). Es decir, las poblaciones muestran unas estructuras poblacionales con predominio de individuos grandes y la ausencia de determinados grupos de talla. En el macrosector parte alta del río Segura, el rango de tallas va estrechándose conforme avanzamos en el eje longitudinal del cauce desde la cabecera. Así, las poblaciones establecidas en SE05 y SE06 presentan el rango más estrecho, pero también son las localidades con menos ejemplares

capturados (20,7 y 14,2 CPUEs, respectivamente). En este macrosector se han capturado ejemplares desde los 2 cm LF en la localidad SE02 hasta los 10,5 cm en la SE01 (Fig. 2). La parte media del Segura muestra un rango medio en las tallas de sus poblaciones de aproximadamente 6 cm. No obstante, observamos una variación significativa entre las localidades de este macrosector. De forma general, se pueden observar poblaciones mejor estructuradas en términos de amplitud de su rango y presencia de distintos grupos de talla, en las localidades establecidas en zonas altas de ambos ejes.

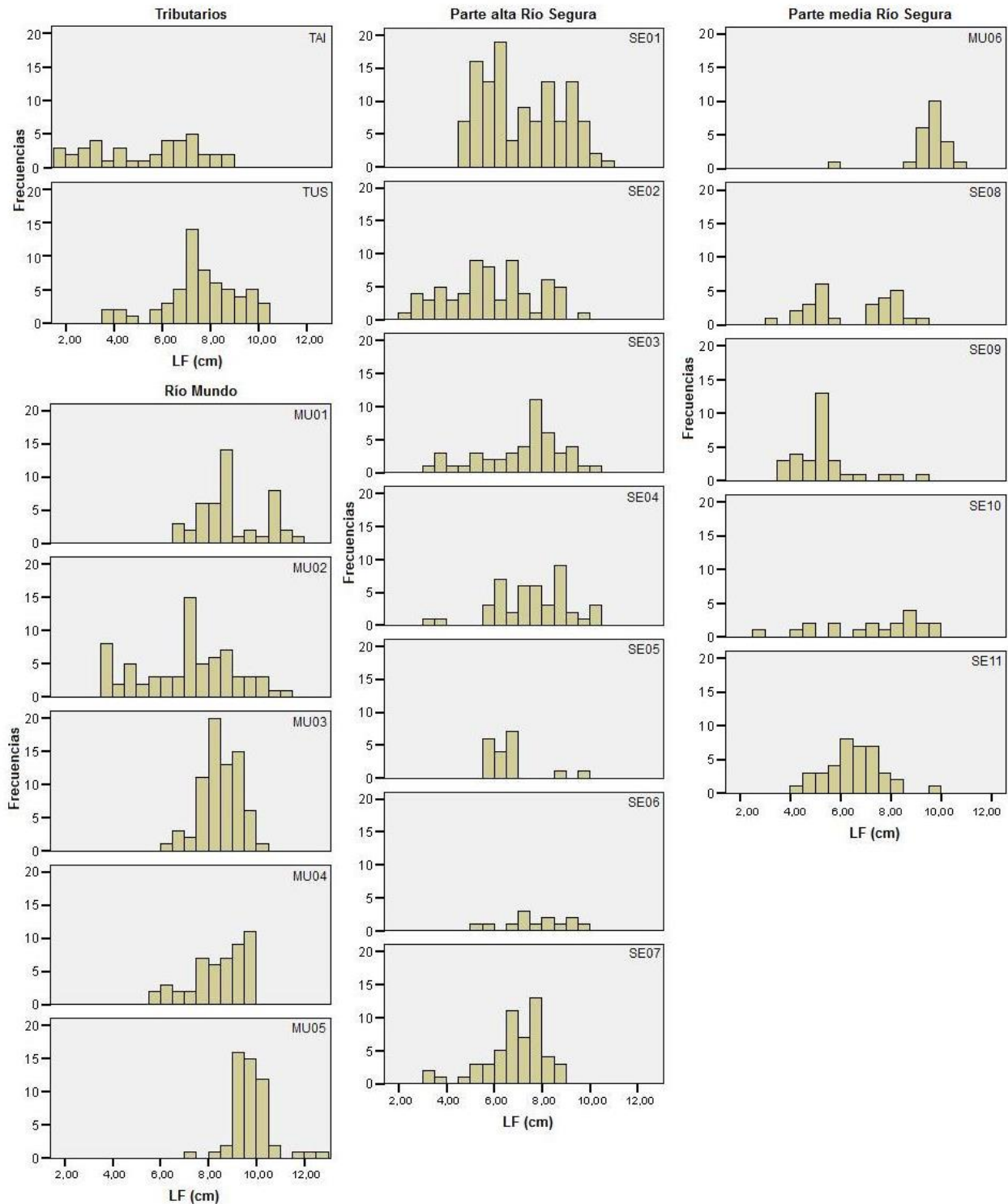


Figura 2. Distribución de frecuencias por tallas para el total de los ejemplares capturados en cada localidad de muestreo en función de los macrosectores (columnas) establecidos en el estudio.

Mediante la lectura de las escamas, se ha analizado la estructura poblacional de cada localidad en función de la edad de los ejemplares capturados (Tabla 2). En su conjunto, las poblaciones se caracterizaron por la presencia de hasta 6 clases de edad (desde 0+ a 5+) con el predominio de la clase 3+ (31,93% del total de capturas) (Tabla 2). No obstante, únicamente 4 localidades presentan individuos en las 6 clases de edad (MU02, SE01, SE04 y TUS). En el macrosector del río Mundo las clases de edad que predominan son 3+ y 4+, mientras que en los otros macrosectores tienen una mayor frecuencia de individuos 1+ y 3+. El patrón detectado refleja una importante variación a nivel de localidad en la proporción de edades, si bien, puede observarse una tendencia a la presencia de individuos más longevos en poblaciones situadas en el río Mundo.

En relación con la diversidad de tallas (Fig. 3), podemos observar que las localidades que muestran valores más elevados son las establecidas en las zonas de cabecera de la cuenca (TAI: $H=3,75$; MU02: $H=3,65$; y SE02: $H=3,65$). En los dos ejes de estudio, podemos observar cierta disminución relacionada con el gradiente longitudinal hasta las localidades medias, a partir de éstas la diversidad de tallas se muestra variable entre localidades pero más o menos constante en el gradiente longitudinal (Fig. 3). Los mínimos en la diversidad de tallas han sido detectados en las localidades SE05 ($H=1,98$) y MU06 ($H=2,06$). El análisis de la diversidad por macrosectores muestra una mayor diversidad en la parte media del Segura ($H=3,77$) y valores mínimos en el río Mundo ($H=3,55$), si bien, se trata de valores muy similares.

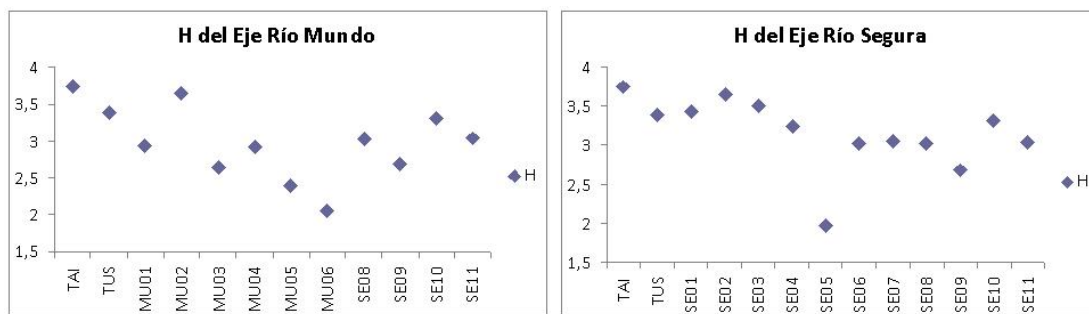


Figura 3. Diversidad de tallas para el total de los ejemplares capturados en cada localidad en función de los ejes longitudinales de estudio.

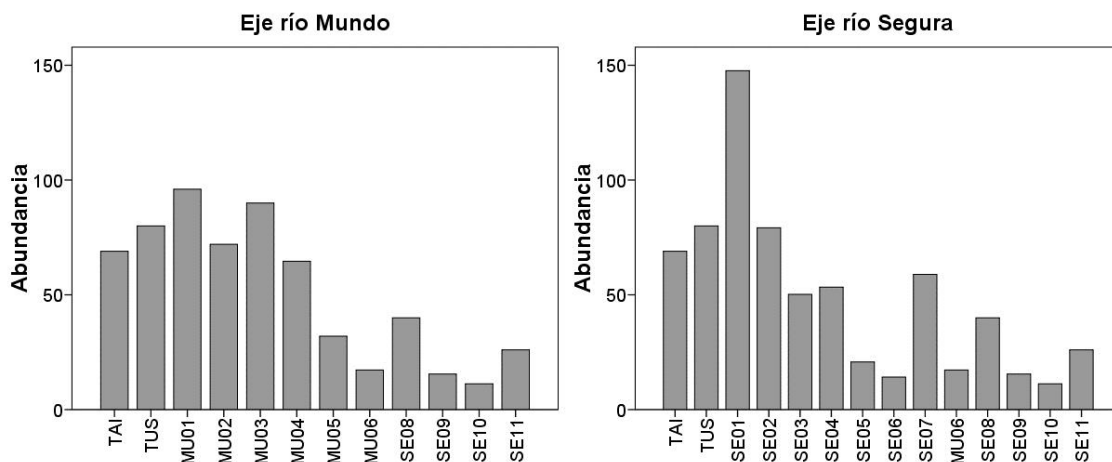


Figura 4. Abundancia relativa (CPUE) de cada localidad en función de los ejes longitudinales de estudio.

La abundancia relativa de la especie muestra variaciones significativas entre las localidades estudiadas, con valores máximos de 147,6 y 96 CPUEs en localidades de cabecera (SE01 y MU01, respectivamente) (Fig. 4) y valores mínimos inferiores a 20 CPUEs en localidades con menor altitud (SE06, SE09, SE10 y MU06) (Fig. 4). Dentro de cada macrosector, la abundancia relativa muestra cierta relación con el gradiente longitudinal, ésta disminuye conforme nos alejamos de la cabecera y las localidades presentan menor altitud.

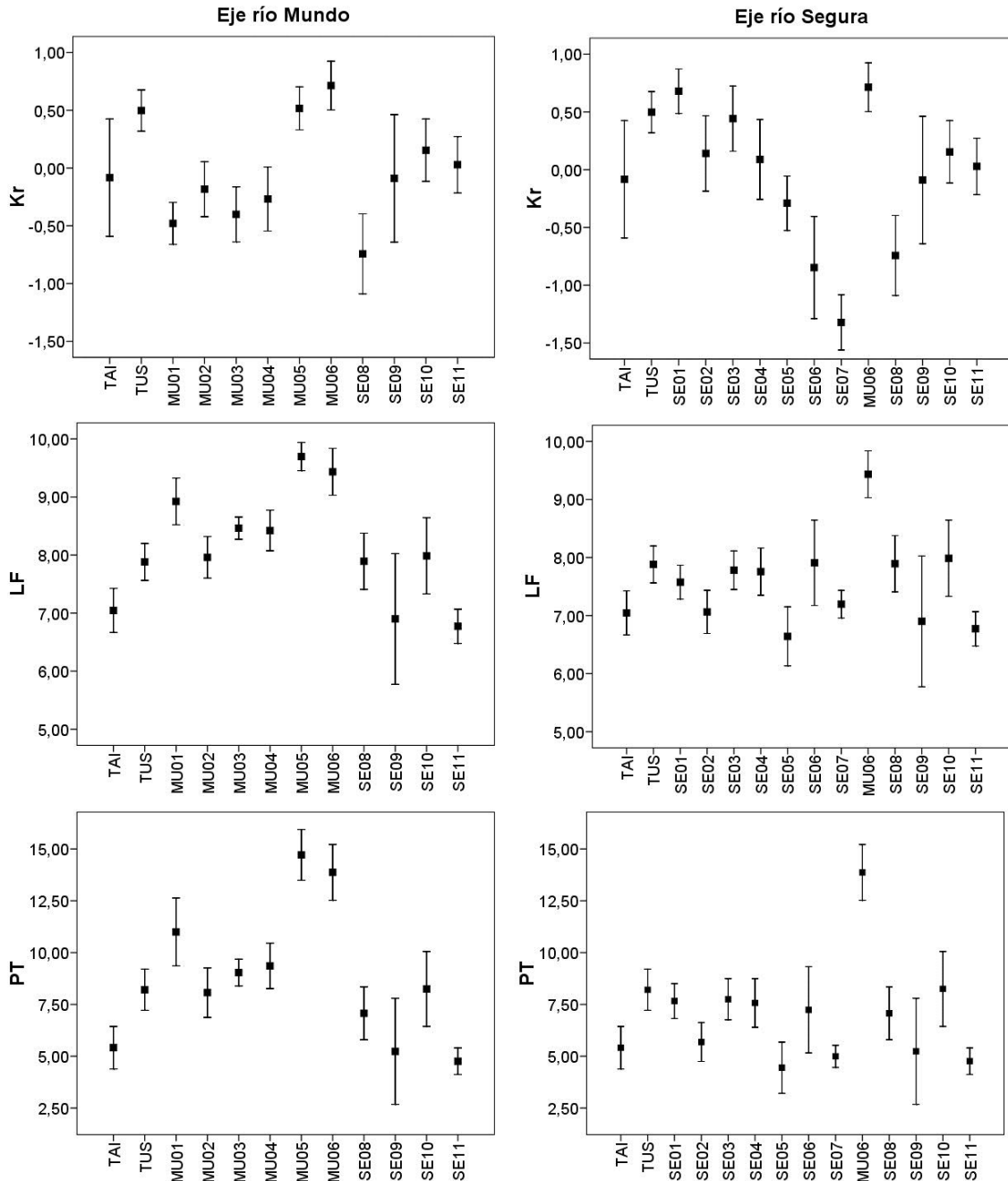


Figura 5. Valores promedio de condición somática (Kr), longitud furcal (LF; cm) y peso total (PT; g) para cada localidad en los ejes longitudinales objeto de estudio.

Tamaño y estado de condición

La talla (LF) y peso (PT) promedio de los ejemplares capturados en cada población, así como el estado de condición somática de dichos individuos, varían significativamente entre las localidades, tanto internamente dentro de los macrosectores como dentro de los ejes longitudinales (Tablas 3 y 4) (Fig. 5).

En general, los ejemplares de mayor tamaño han sido capturados en localidades del macrosector del río Mundo. Los valores en longitud y peso promedio más elevados se encuentran en las localidades MU05 (9,7 cm LF; 14,7 g PT) y MU06 (9,4 cm LF; 13,9 g PT), si bien, el resto de localidades de cabecera establecidas en el río Mundo también han mostrado valores elevados (Tabla 3). Por el contrario, los valores promedio más bajos aparecen en las localidades pertenecientes al eje del río Segura, observándose los mínimos en SE05 (6,6 cm LF; 4,5 g PT) y SE011 (6,8 cm LF; 4,8 g PT) (Tabla 3). A escala de macrosector, podemos observar un tamaño significativamente mayor en los ejemplares capturados en las localidades del río Mundo (8,7 cm LF y 10,3 g PT), en comparación con las partes alta y media del río Segura (Tabla 3).

Tabla 3. Número de ejemplares procesados ($LF \geq 5,5$ cm) en cada localidad de muestreo y macrosector (n); longitud furcal promedio (LF; cm); peso total promedio (PT; g); valor promedio del índice de condición residual (Kr) ($\pm 95\%$ IC).

Localidad de muestreo	n	LF	PT	Kr
MU01	46	8,92±0,40	11,00±1,64	-0,48±0,18
MU02	53	7,96±0,36	8,07±1,19	-0,18±0,24
MU03	72	8,46±0,19	9,04±0,65	-0,40±0,24
MU04	49	8,42±0,35	9,36±1,10	-0,27±0,28
MU05	52	9,70±0,24	14,71±1,23	0,52±0,19
MU06	23	9,43±0,40	13,87±1,34	0,71±0,21
SE01	95	7,58±0,29	7,66±0,84	0,68±0,19
SE02	37	7,06±0,37	5,69±0,94	0,14±0,33
SE03	37	7,78±0,33	7,75±0,99	0,44±0,28
SE04	42	7,76±0,41	7,57±1,17	0,09±0,35
SE05	19	6,64±0,51	4,45±1,23	-0,29±0,24
SE06	12	7,91±0,74	7,24±2,08	-0,85±0,44
SE07	46	7,20±0,24	5,00±0,53	-1,32±0,24
SE08	15	7,89±0,48	7,07±1,28	-0,74±0,35
SE09	8	6,90±1,13	5,24±2,56	-0,09±0,55
SE10	16	7,99±0,66	8,25±1,81	0,15±0,27
SE11	32	6,77±0,29	4,76±0,64	0,03±0,24
TAI	21	7,05±0,38	5,41±1,02	-0,08±0,51
TUS	55	7,88±0,32	8,21±0,99	0,50±0,18
Río Mundo	272	8,67±0,15	10,32±0,56	-0,17±0,11
Parte alta río Segura	288	7,45±0,14	6,75±0,41	0,05±0,13
Parte media río Segura	94	7,82±0,29	7,99±0,91	0,08±0,15

El estado de condición somática de los individuos de cada población muestra los valores más elevados en MU06 (Kr = 0,71) y SE01 (Kr = 0,68), mientras los mínimos se pueden observar en las localidades SE06 (Kr = -0,85) y SE07 (Kr = -1,32). A nivel de macrosector se observa la menor condición en los individuos capturados en el río Mundo (Kr = -0,17) (Tabla 3).

La Fig. 5 muestra los valores promedio de Kr, LF y PT a lo largo de ambos ejes longitudinales. En el eje del río Segura la condición tiende a disminuir hasta la confluencia de ambos ejes y luego aumenta, mientras que en el eje del río Mundo no muestra una tendencia clara. Sin embargo, la LF y PT en el eje del río Mundo, muestran un aumento desde las localidades de cabecera hasta la confluencia para luego disminuir, mientras que en el eje del río Segura los valores tienden a mantenerse dentro de un mismo rango.

Tabla 4. Resultados del ANOVA y test de Kruskal-Wallis para la longitud furcal (LF), peso total (PT) y el índice de condición residual (Kr) de los macrosectores y ejes Mundo y Segura. (* p <0,001; ** p <0,05).

	LF			PT			Kr		
Río Mundo	H=64,491	gl=4	p<0,001	H=68,156	gl=4	p<0,001	F=11,310	gl=4	p<0,001
Parte alta río Segura	H=22,034	gl=6	p=0,001	H=36,053	gl=6	p<0,001	F=28,483	gl=6	p<0,001
Parte media río Segura	H=49,873	gl=4	p<0,001	H=52,188	gl=4	p<0,001	F=13,802	gl=4	p<0,001
Eje Mundo	H=78,512	gl=5	p<0,001	H= 86,282	gl=5	p<0,001	F=9,996	gl=5	p<0,001
Eje Segura	H=54,213	gl=6	p<0,001	H=61,205	gl=6	p<0,001	H=55,081	gl=6	p<0,001

Relaciones con el macrohábitat

En cada eje longitudinal de estudio, se realizaron análisis de correlación bivariantes a fin de estudiar la posible relación entre la variabilidad, a escala de localidad, de la abundancia relativa y los indicadores del estado de condición poblacional (talla, peso y condición somática) con las variables ambientales incluidas en el estudio (Tabla 5).

La abundancia se relaciona de forma significativa con la altitud en ambos ejes con valores positivos en los índices de correlación (Correlación de Pearson; Eje río Segura $r = 0,841$; Eje río Mundo $r = 0,737$), también se correlaciona con la conductividad, pero de forma negativa en el eje del río Mundo (Tabla 5). Finalmente, la condición somática únicamente muestra una correlación significativa y positiva con la conductividad en el eje del río Mundo (Pearson $r = 0,867$).

En el caso de las relaciones entre las variables ambientales, en el eje del río Segura se pueden observar correlaciones significativas entre la altitud y el resto de variables ambientales, con la excepción del caudal (Tabla 5). Sin embargo, en el caso del eje del río Mundo, la altitud no muestra una correlación significativa con el estado ecológico y conductividad (Tabla 5). Esta variación en las correlaciones nos indica que el gradiente longitudinal, o altitudinal en nuestro caso, no refleja exactamente una variación lineal en las características ambientales de los sistemas fluviales analizados y, en consecuencia, debe ser un aspecto a evaluar en la interpretación de la variación en los parámetros poblacionales de la especie.

Discusión

Los resultados obtenidos de este estudio muestran una alta variabilidad en la estructura de las poblaciones de *Gobio lozanoi* analizadas a lo largo de gradientes longitudinales en la cuenca. Se han diferenciado desde poblaciones con un amplio rango de tallas y presencia de seis clases de edad correspondientes a localidades de cabecera y partes altas, hasta poblaciones con un rango de tamaños estrecho y únicamente tres clases de edad en localidades situadas a menor altitud dentro los ejes longitudinales estudiados (ríos Segura y Mundo). La estructura por edades observada ha resultado similar a la obtenida en un estudio previo realizado en un tramo de la zona alta del río Segura (Miñano et al. 2003), y también a la obtenida en otros ríos peninsulares como el río Uvero (Lobón-Cerviá et al. 1991). En ambos estudios los ejemplares más longevos correspondieron a la clase de edad 5+, al igual que lo obtenido en nuestras poblaciones. En sistemas fluviales europeos, poblaciones de diversas especies del género *Gobio* Cuvier, 1816, próximas taxonómicamente a la especie peninsular, llegan a mostrar estructuras con hasta ocho clases de edad (Kennedy & Fitzmaurice 1972).

Tabla 5. Matriz de correlaciones entre los indicadores del estado poblacional de la especie y las variables ambientales en los ejes longitudinales objeto de estudio (Coeficiente de correlación de Pearson para la Abundancia, LF, Kr, PT, Conductividad, Altitud, Forestal y Agrícola; coeficiente de correlación de Spearman para el Estado ecológico y Caudal) (** $p < 0,01$; * $p < 0,05$).

Eje Río Segura

	Abund	LF	Kr	PT	Altitud	Conduct	Est.ecol	Caudal	Forestal	Agrícola
Abund	1									
LF	-0,12	1								
Kr	0,27	0,33	1							
PT	-0,06	0,97**	0,51	1						
Altitud	0,74**	0,03	0,35	0,11	1					
Conduct	-0,55	0,27	0,23	0,28	-0,77**	1				
Est.ecol	-0,55	0,27	-0,15	-0,06	-0,82**	0,90**	1			
Caudal	-0,37	0,18	-0,49	-0,10	-0,31	0,13	0,17	1		
Forestal	0,51	0,08	0,26	0,17	0,89**	-0,76**	-0,79**	-0,27	1	
Agrícola	-0,49	-0,04	-0,37	-0,15	-0,86**	0,68*	0,77**	0,22	-0,98**	1

Eje Río Mundo

	Abund	LF	Kr	PT	Altitud	Conduct	Est.ecol	Caudal	Forestal	Agrícola
Abund	1									
LF	0,24	1								
Kr	-0,61	0,39	1							
PT	0,15	0,99**	0,50	1						
Altitud	0,84**	0,56	-0,30	0,51	1					
Conduct	-0,73*	0,15	0,87**	0,22	-0,62	1				
Est.ecol	-0,11	0,26	0,49	0,29	-0,19	0,56	1			
Caudal	-0,62	-0,26	0,32	-0,20	-0,72*	0,26	0,13	1		
Forestal	0,56	0,41	-0,03	0,44	0,83**	-0,43	-0,18	-0,55	1	
Agrícola	-0,04	-0,24	-0,04	-0,29	-0,65*	0,33	0,25	0,23	-0,95**	1

De forma general, la clase de edad predominante en la cuenca del Segura (3+) coincide con la detectada previamente en la zona alta del río Segura (Miñano et al. 2003). Además, la dominancia de individuos más grandes y longevos (pertenecientes a las clases 3+ y 4+) también se observó en varias de las localidades del río Mundo, mientras que en otros sectores de la cuenca, principalmente en la parte media del río Segura, los individuos más abundantes se encuadraban en las clases 1+ y 3+, mostrando una estructura más parecida a las poblaciones de los ríos Ucero y Moros (Lobón-Cerviá et al. 1991).

La baja presencia de ejemplares jóvenes en el río Mundo podría deberse a la elevada modificación antrópica de los regímenes hidrológicos naturales que sufre este macrosector. El aporte de caudales adicionales a través de Trasvase Tajo-Segura (Verdiell-Cubedo et al. 2011) y la elevada densidad de azudes y minicentrales hidroeléctricas que de forma impredecible realizan sueltas de agua, podrían estar ejerciendo un efecto de arrastre sobre los individuos más pequeños de las poblaciones (Copp et al. 1991; Torralva et al. 1997; Almodóvar & Nicola 1999). La regulación del caudal genera una inversión del régimen hidrológico de la cuenca, y los mayores caudales se liberan en los meses de verano (Vidal-Abarca et al. 2002; Vidal-Abarca & Suárez 2007), coincidiendo con el periodo reproductivo de la especie en la península (Lobón-Cerviá & Torres 1983; Lobón-Cerviá et al. 1991; Miñano et al. 2003). Esto, junto al deficiente estado de sus riberas, podría estar provocando disminuciones en la tasa de reproducción y reclutamiento de la especie e influyendo en el desarrollo de los alevines (Verdiell-Cubedo et al. 2011; Martínez-Morales et al. 2010). Además, la presencia de especies exóticas piscívoras podría estar ejerciendo una presión depredadora sobre los individuos más pequeños (Martínez-Morales et al. 2010).

Los ejemplares de mayor longitud fueron capturados en las localidades de cabecera y llegaron a alcanzar un máximo de 125 mm (LF), reflejando un crecimiento similar a otros ríos

peninsulares (Lobón-Cerviá & Torres 1983; Lobón-Cerviá et al. 1991). Sin embargo, en el estudio realizado por Miñano et al. (2003), no se obtuvieron peces de longitud furcal superior a 101 mm. Estas longitudes máximas descritas en la Península Ibérica no superan a las observadas en las poblaciones de *Gobio gobio* L., 1758 de algunos ríos europeos, que pueden albergar individuos de 160 y 170 mm (Hartley 1947; Kennedy & Fitzmaurice 1972; Mann 1980).

Aunque no se muestra un gradiente claro de variación relacionado con el eje longitudinal, en general, se observan poblaciones mejor estructuradas en las localidades de zonas altas de los ejes, con presencia de un mayor número de grupos de edad, una mayor amplitud de tallas y valores más elevados en diversidad de tamaños. Esto resulta comprensible teniendo en cuenta el carácter montano de la especie, que muestra preferencias por tramos de corriente moderada (Doadrio 2001; Doadrio et al. 2011).

El índice de diversidad de tallas muestra valores variables entre localidades con una tendencia a valores más elevados en las localidades de cabecera, pero sin una relación significativa con el eje longitudinal. En un análisis por macrosectores, los valores de diversidad máximos se muestran en la parte media del Segura, lo cual coincide con otros estudios realizados en la cuenca (Verdiell-Cubedo et al. 2011). Además, los valores más bajos corresponden al macrosector río Mundo, aspecto que se puede explicar con los motivos expuestos anteriormente relativos a la escasez de individuos de tallas pequeñas en este macrosector.

Las abundancias relativas obtenidas en las localidades de estudio presentan importantes diferencias, que varían de forma significativa con el gradiente longitudinal, con una tendencia a mostrar valores más bajos conforme descendemos en altitud. La presencia de mayores abundancias en las localidades de cabecera coincide con la ecología de la especie que prefiere tramos de corriente (Doadrio 2001; Doadrio et al. 2011). La presencia de una menor abundancia en los tramos más bajos del eje podría deberse al elevado grado de alteración antrópica (construcción de embalses, presas, destrucción de la vegetación de ribera, etc.) creciente conforme descendemos en los gradientes longitudinales. El impacto producido podría estar homogeneizando el medio y favoreciendo el establecimiento de otras especies exóticas, más tolerables a ambientes degradados (Aparicio et al. 2000; Benejam et al. 2008). Aunque *Gobio lozanoi* sea una especie introducida en la cuenca, el establecimiento y dominancia de otras especies exóticas a la comunidad (ej. *Alburnus alburnus* (L., 1758), *Lepomis gibbosus* (L., 1758), *Sander lucioperca* (L., 1758), etc.) podría estar sometiendo a los individuos a un estrés adicional, consecuencia de fenómenos de competencia interespecífica (Spranza & Stanley 2000). También se observa una mayor variabilidad de los valores obtenidos. Esta variabilidad podría estar relacionada con la mayor presión que sufre el sistema fluvial ya que la presencia de barreras físicas facilita el aislamiento de las poblaciones, pudiendo reducir el número de individuos y haciéndolas más vulnerables a la extinción (Dillen et al. 2001) si no pueden acceder a todos los recursos que les son necesarios (Spellerberg 1996). Las poblaciones de la especie presentan una densidad más elevada cuando no están aisladas (Lobón-Cerviá et al. 1991; Dillen et al. 2001) y muestran una estructura de población en la que hay un predominio relativo de individuos jóvenes frente a ejemplares longevos (Matthews 1998).

En el estudio previamente realizado con *Gobio lozanoi* en un sector de la parte alta del río Segura (Miñano et al. 2003), la población analizada no mostró un patrón claro en la dinámica temporal de la condición somática de sus individuos. No obstante, en otros estudios realizados en la Península las poblaciones sí mostraron una dinámica temporal de la condición, con valores más elevados en las fases previas y posteriores al desove y valores más bajos en los meses de octubre y noviembre (Lobón-Cerviá & Torres 1983). Nuestros resultados muestran que el estado de condición de las poblaciones varía espacialmente, tanto entre localidades como entre macrosectores dentro de cada eje fluvial. Esta heterogeneidad espacial del estado de condición ya había sido observada en estudios previos realizados sobre *Luciobarbus sclateri* (Günther 1868) (Torralva et al. 1997; Oliva-Paterna et al. 2003a, 2003b, 2003c; Castejón-Bueno et al. 2011). En general, los valores de condición poblacional más elevados se observan en las localidades más altas de la cuenca, donde entendemos se encuentran las condiciones más favorables según la ecología de la especie (Doadrio 2001). Los valores más altos de condición en las zonas de cabecera coinciden con los datos obtenidos en un estudio realizado con *Luciobarbus sclateri* también en el gradiente longitudinal de la cuenca del río Segura (Castejón-Bueno et al. 2011).

Los resultados muestran valores de condición más bajos en las poblaciones del macrosector río Mundo, respecto a las poblaciones situadas en la confluencia de los ríos. Una posible explicación podría ser que, en nuestro estudio, se han incorporado localidades de muestreo establecidas bajo azudes. Aunque no podemos concluir al respecto, las localidades situadas bajo azudes están albergando poblaciones de *Gobio lozanoi* que no presentan un alto valor de condición ya que se encuentran en zonas de hábitat probablemente muy afectadas por cambios de caudal más heterogéneos.

En el eje longitudinal del río Segura no se muestran correlaciones significativas entre la condición y las variables ambientales de macrohábitat, si bien, parece que hay cierta tendencia a una disminución de la condición a lo largo del eje hasta la confluencia de ambos ríos. Los valores más bajos de condición se dan en las localidades situadas tras el embalse del Cenajo, lo cual podría deberse al elevado número de especies exóticas, principalmente ictiófagas, que están presentes en este tramo y que aumentan la competencia (Andreu-Soler et al. 2003; Martínez-Morales et al. 2010)

En el eje longitudinal del río Mundo la condición se correlaciona significativamente de forma positiva con el gradiente de conductividad, si bien, el patrón observado dista claramente de mostrar una relación lineal con el gradiente. Esta variación del estado de condición con la conductividad se comporta de forma inversa a lo observado en estudios hechos con *Luciobarbus sclateri* en la misma región (Torralva et al. 1997; Oliva-Paterna et al. 2003a, 2003b, 2003c).

Las relaciones de las variables ambientales con el gradiente longitudinal muestran comportamientos diferentes según el eje considerado (Segura o Mundo) y no siempre de la forma esperada. En el eje del río Segura, el gradiente longitudinal no se muestra correlacionado con el caudal, el cual esperaríamos que aumentara según disminuyera la altitud. Esto podría estar relacionado con el aumento en la demanda de agua para las labores agrícolas que aumenta según avanzamos en el gradiente (Vidal- Abarca et al. 1995; Toro et al. 2004). En el caso del eje que conforma el río Mundo y la parte media del río Segura, la conductividad y el estado ecológico no muestran la correlación esperada con la altitud. Esta variabilidad observada en los parámetros ambientales, a una escala que podríamos considerar fundamentalmente de macrohábitat, sin una linealidad clara con el gradiente, podría estar influyendo en la estructura de las poblaciones de gobio. En parte, esto podría explicar que los parámetros poblacionales utilizados en el presente estudio no presenten una variación lineal correlacionada con los ejes longitudinales.

En conjunto, existe una alta variación entre las poblaciones de *Gobio lozanoi* en relación a la estructura de población, abundancia y condición. Esta variabilidad sin una linealidad clara, se debe, en parte, a la heterogeneidad de las condiciones ecológicas de los sistemas analizados. No obstante, las variaciones en las poblaciones no solo pueden verse afectadas por la variación del macrohábitat, sino también a otras escalas ambientales, de meso y microhábitat. Así por ejemplo, la mayor presencia de rápidos y pozas en una localidad puede resultar más influyente que su ubicación dentro del gradiente longitudinal del río (Magalhães et al. 2002). Además, el elevado grado del efecto antrópico y la alta degradación de algunos tramos de la cuenca, puede provocar que la variación de los parámetros poblacionales estudiados sea bastante azarosa y diferente al de poblaciones establecidas en zonas más naturales.

Agradecimientos

Agradecemos a los miembros del grupo de investigación Zoología Básica y Aplicada a la Gestión y a la Conservación su ayuda e interés en este trabajo. Asimismo, a la fundación SÉNECA por la financiación del Proyecto “Efecto de la modificación antrópica del régimen hídrico sobre los peces epicontinentales nativos y exóticos de la Cuenca del Río Segura”, que ha permitido la realización de este estudio.

Referencias

- Abdoli A, Pont D & Sagnes P. 2007. Intrabasin variations in age and growth of bullhead: the effects of temperature. *Journal of Fish Biology* 70: 1224-1238.
- Almodóvar A & Nicola GG. 1999. Effects of small hydropower station upon Brown trout *Salmo trutta* L. in the river Hoz Seca (Tagus Basin, Spain) one year after regulation. *Regulated rivers: Research and Investigation* 15: 477–484.

- Andreu-Soler A, Oliva-Paterna FJ, Fernández-Delgado C & Torralva M. 2003. Age and growth of the sand smelt, *Atherina boyeri* (Risso, 1810), in the Mar Menor coastal lagoon (SE Iberian Peninsula). *Journal of Applied Ichthyology* 19: 202-208.
- Andreu-Soler A. 2008. La ictiofauna epicontinental de la Región de Murcia: distribución, problemática y propuestas para su conservación. Murcia: Universidad de Murcia. Murcia.
- Aparicio E, Vargas MJ, Olmo JM & De Sostoa A. 2000. Decline of native freshwater fishes in a Mediterranean watershed on the Iberian Peninsula: a quantitative assessment. *Environmental Biology of Fishes* 59: 11-19.
- Benejam L, Aparicio E & Vargas MJ. 2008. Assessing fish metrics and biotic indices in a Mediterranean stream: effects of uncertain native status of fish. *Hydrobiologia* 603: 197-210.
- Castejón-Bueno D, Torralva M, Verdiell-Cubedo D, Martínez-Morales I, Ruiz-Navarro A & Oliva-Paterna FJ. 2011. Variación en la condición de *Luciobarbus sclateri* (Günther, 1868) (Cypriniformes: Cyprinidae) a lo largo de gradientes longitudinales de la cuenca del río Segura. *Anales de Biología* 33: 41-52.
- CEN document. 2003. Water quality-Sampling of fish with electricity. CEN/TC 230.
- CHS. 2007. Estudio general sobre la Demarcación Hidrográfica del Segura. Versión 4. Accesible en www.chsegura.es (Accedido el día 18 de diciembre de 2012).
- CHS. 2013. Infraestructuras - Embalses. Accesible en www.chsegura.es (Accedido el día 06 de Enero de 2013).
- Copp GH, Oliver JM, Penáz M & Roux AL. 1991. Juvenile fishes as functional descriptors of fluvial ecosystem dynamics: applications on the River, Rhone, France. *Regulated Rivers: Research and Management* 6: 135-145
- Descroix A, Desvillettes C, Martin P, Anneville O, Bec A & Bourdier G. 2009. Feeding, growth and nutritional status of restocked salmon parr along longitudinal gradient of a large European river, the Allier. *Ecology of Freshwater Fish* 18: 282-296.
- Dillen A, Bervoets L, De Boeck G, Eens M & Blust R. 2001. Characteristics of different populations of the gudgeon (*Gobio gobio* L.) in Flanders, Belgium. *Belgian Journal of Zoology* 131 (2): 29-38.
- Doadrio I. 2001. Atlas y Libro Rojo de los Peces Continentales de España. CSIC y Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.
- Doadrio I & Elvira B. 1986. Sobre la distribución de *Gobio gobio* (L., 1758) (Ostariophysi, Cyprinidae) en España. *Doñana Acta Vertebrata* 13: 165-166.
- Doadrio I & Madeira M.J. 2004. A new species of the genus *Gobio* Cuvier, 1816 (Actynopterigii, Cyprinidae) from the Iberian Peninsula and southwestern France. *Graellsia* 60 (1):107-116.
- Doadrio I, Perea S, Garzón-Heydt P & González JL. 2011. Ictiofauna Continental Española. Bases para su seguimiento. Dirección General Medio Natural y Política Forestal. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino.
- Elvira B. 1998. Impact of introduced fish on the native freshwater fish fauna of Spain. In: *Stocking and Introduction of Fish*. (Cowx IG, ed.). UK: International Fisheries Institute.
- Encina L & Granado-Lorencio C. 1997. Seasonal changes in condition, nutrition, gonad maturation and energy content in barbel, *Barbus sclateri*, inhabiting a fluctuating river. *Environmental Biology of Fishes* 50: 75-84.
- Encina L, Rodríguez A & Granado-Lorencio C. 2006. The Iberian ichthyofauna: ecological contributions. *Limnetica* 25: 349-368.
- García de Jalón D, González del Tánago M & Casado C. 1992. Ecology of regulated streams in Spain: An overview. *Limnética* 8: 161-166.
- Gil-Olcina A. 2000. Acondicionamiento hidráulico y desnaturalización del río Segura. *Ería Revista cuatrimestral de Geografía* 51: 45-59.
- Hartley PHT. 1947. The natural history of some British freshwater fishes. *Proceedings of the Zoological Society of London* 117: 129-206.
- Jakob EM, Marshall SD & Uetz GW. 1996. Estimating Fitness: A Comparison of Body Condition Indices. *Oikos* 77 (1): 61-67.
- Kennedy M & Fitzmaurice P. 1972. Some aspects of the biology of gudgeon *Gobio gobio* (L.) in Irish waters. *Journal of Fish Biology* 4: 425-440.
- Lobón-Cerviá J & Torres S. 1984. On the growth and reproduction of two populations of gudgeon (*Gobio gobio* L.) in Central Spain. *Acta Hydrobiologia* 1: 101-115.
- Lobón-Cerviá J, Montañés C & De Sostoa A. 1991. Influence of environment upon the life history of gudgeon, *Gobio gobio* (L.): a recent and successful colonizer of the Iberian Peninsula. *Journal of Fish Biology* 39: 285-300.
- Lobón-Cerviá J. 1991. Dinámica de Poblaciones de Peces en Ríos. Pesca Eléctrica y Métodos de Capturas sucesivas en la estima de abundancias. Madrid: Monografías Museo Nacional de Ciencias Naturales, CSIC.

- López-Bermúdez F. 1972. El Agua en la Cuenca del Segura. Papeles de Geografía 4: 9-24.
- Magalhães MF, Batalha CD & Collares-Pereira MJ. 2002. Gradients in stream fish assemblages across a Mediterranean landscape: contributions of environmental factors and spatial structure. *Freshwater Biology* 47: 1015–1031
- Martínez-Morales I, Oliva-Paterna FJ, Verdiell-Cubedo D & Torralva M. 2010. Inventario y estado de conservación de la fauna piscícola en la cuenca alta del río Segura (SE Península Ibérica). *Anales de Biología* 32: 47-58.
- Mann RHK. 1980. The growth and reproductive strategy of the gudgeon, *Gobio gobio* (L.), in two hard-water rivers in southern England. *Journal of Fish Biology* 17: 163–176.
- Mathews WJ. 1998. Patterns in fresh water fish ecology. New York: Chapman & Hall.
- Miñano PA, Garcia-Mellado A, Oliva-Paterna FJ & Torralva M. 2003. Edad, crecimiento y reproducción de *Gobio gobio* L. (Pisces, Cyprinidae) en un tramo regulado del río Segura (SE España). *Animal Biodiversity and Conservation* 26 (1): 67-76.
- Oliva-Paterna FJ, Torralva M & Fernández-Delgado C. 2002. Age, growth and reproduction of *Cobitis paludica* in a seasonal stream. *Journal of Fish Biology* 60: 389-404.
- Oliva-Paterna FJ, Vila-Gispert A & Torralva M. 2003a. Condition of *Barbus sclateri* from semiarid aquatic systems: habitat quality effects. *Journal of Fish Biology* 63: 699-709.
- Oliva-Paterna FJ, Miñano PA & Torralva M. 2003b. Habitat quality affects the condition of *Barbus sclateri* in Mediterranean semi-arid streams. *Environmental Biology of Fishes* 67: 13-22.
- Oliva-Paterna FJ, Andreu A & Torralva M. 2003c. Water quality affects the Condition of *Barbus sclateri* Günther, 1868 (Pisces, Cyprinidae) in semi-arid reservoirs from the Iberian Peninsula. *Anales de Biología* 25: 3-11.
- Oliveira JM., Ferreira AP & Ferreira MT. 2002. Intrabasin variations in age and growth of *Barbus bocagei* populations. *Journal of Applied Ichthyology* 18: 134-139.
- Oscos J, Campos F & Escala MC. 2003. Alimentación del gobio (*Gobio gobio* (L. 1758)) en el río Larraun (Navarra, N. España). *Limnetica* 22 (3-4): 77-84.
- Przybylski M. 1996. Variation in fish growth characteristics along a river course. *Hydrobiologia* 325: 39–46.
- Spellerberg IF. 1996. Evaluation and assessment for conservation. London: Chapman & Hall.
- Spranza JJ & Stanley EH. 2000. Condition, growth, and reproductive styles of fishes exposed to different environmental regimes in a prairie drainage. *Environmental Biology of Fishes* 59: 99-109.
- Sutton SG, Bult TP & Haedrich RL. 2000. Relationships among Fat Weight, Body Weight, Water Weight, and Condition Factors in Wild Atlantic Salmon Parr. *Transactions of the American Fisheries Society* 129: 527-538.
- Tedesco PA, Sagnes P & Laroche J. 2009. Variability in the growth rate of chub *Leuciscus cephalus* along a longitudinal river gradient. *Journal of Fish Biology* 74: 312-319.
- Temple GM & Pearsons TN. 2007. Salmonid field protocols handbook—techniques for assessing status and trends in salmon and trout populations. In *Electrofishing: backpack and drift boat* (Johnson DH, Shrier BM, O'Neal JS, Knutzen JA, Augerot X, O'Neil TA, & Pearsons TN, eds.). Maryland: American Fisheries Society, Bethesda, pp. 95–132.
- Torgersen CE, Baxter CV, Li HW & McIntosh BA. 2006. Landscape Influences on Longitudinal Patterns of River Fishes: Spatially Continuous Analysis of Fish Habitat Relationships. *American Fisheries Society Symposium* 48: 473-492.
- Toro M, Robles S, Avilés J, Nuño C, Vivas S, Bonada N, Prat N, Alba-Tercedor J, Casas J, Guerrero C, Jáimez-Cuéllar P, Moreno JL, Moyá G, Ramon G, Suárez ML, Vidal-Abarca MR, Álvarez M & Pardo I. 2004. Calidad de las aguas de los ríos mediterráneos del proyecto GUADALMED. Características físico-químicas. *Limnetica* 21 (3-4): 63-75.
- Torralva M & Oliva-Paterna FJ. 1997. First record of *Chondrostoma polylepis* Steindachner, 1865 (Ostariophysi, Cyprinidae) in the basin of the river Segura, S.E. of Spain. *Limnetica* 13 (1): 1–3.
- Torralva M, Puig MA & Fernández-Delgado C. 1997. Effect of river regulation on the lifehistory patterns of *Barbus sclateri* in the Segura river basin (south-east Spain). *Journal of Fish Biology* 51: 300-311.
- Torralva M, Oliva-Paterna FJ, Andreu A, Verdiell-Cubedo D, Miñano PA & Egea A. 2005. Atlas de Distribución de los Peces Epicontinentales de la Región de Murcia. Murcia: Dirección General del Medio Natural. CARM.
- Verdiell-Cubedo D, Oliva-Paterna FJ, Martínez-Morales I & Torralva-Forero M. 2011. Efectos de la modificación antrópica de los regímenes hidrológicos naturales sobre poblaciones de ciprínidos bentónicos de la Península Ibérica. Talavera de la Reina: VII Congreso Ibérico de Gestión y Planificación del Agua.
- Vidal-Abarca MR, Montes C, Suárez ML & Ramírez-Díaz L. 1990. Sectorización ecológica de cuencas fluviales: Aplicación a la Cuenca del Río Segura (SE. De España). *Anales de Geografía de la Universidad Complutense* 10: 149-182.

- Vidal-Abarca MR, Suárez ML & Ramírez-Díaz L. 1992. Ecology of Spanish semiarid streams. *Limnetica* 8: 151–160.
- Vidal-Abarca MR, Suárez ML & Ramírez-Díaz L. 1995. Características ambientales y recursos hídricos de la cuenca del río Segura. En *Agua y Futuro en la Región de Murcia* (Senent M & Cabezas F, eds.), 291-300 pp. Murcia: Asamblea Regional.
- Vidal-Abarca MR, Suárez ML & Gómez R. 2002. Caudales y aportaciones en la cuenca del Segura: ¿Son significativos los datos hidrológicos? Sevilla: Actas del III Congreso Ibérico de Gestión y Planificación del Agua.
- Vidal-Abarca MR & Suárez ML. 2007. Un modelo conceptual sobre el funcionamiento de los ríos mediterráneos sometidos a perturbaciones naturales (riadas y sequías). *Limnetica* 26 (2): 277-292.
- Vila-Gispert A, Moreno-Amich R & García-Berthou E. 2002. Gradients of life-history variation: an intercontinental comparison of fishes. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 12 (4): 417-427.