

EFFECTOS DE LA MODIFICACIÓN ANTRÓPICA DE LOS REGÍMENES HIDROLÓGICOS NATURALES SOBRE POBLACIONES DE CIPRÍNIDOS BENTÓNICOS DE LA PENÍNSULA IBÉRICA

Verdiell, D., Oliva, F. J., Martínez, I. y Torralba, M.

Departamento de Zoología y Antropología Física. Facultad de Biología. Universidad de Murcia. 30100. Murcia

RESUMEN

La Cuenca Hidrográfica del Segura, localizada en el sureste de la península Ibérica, es una cuenca fuertemente regulada, con más de 30 grandes presas (capacidad de embalse $> 1 \text{ hm}^3$) que representan un volumen total de embalse aproximado de 1.141 hm^3 frente a los 871 hm^3 de recursos superficiales naturales que posee la cuenca. Además, recibe anualmente un promedio de 340 hm^3 a través del trasvase Tajo-Segura. En este sentido, la intensa modificación de los regímenes hidrológicos naturales, unida a la fuerte degradación ambiental de la mayor parte de sus cursos de agua, está considerada como uno de los principales factores de amenaza sobre las comunidades de peces de la cuenca. El objetivo del presente estudio es analizar la variación espacial de parámetros de la biología poblacional de tres especies de ciprínidos bentónicos ibéricos: el barbo gitano *Barbus sclateri*, la boga del Tajo *Pseudochondrostoma polylepis* y el gobio *Gobio lozanoi*. La abundancia relativa, la condición somática, el reclutamiento y la diversidad de tallas de las especies objetivo fueron estimados en tres sectores de la cuenca con diferentes grados de alteración hidrológica. Los resultados obtenidos muestran como los parámetros analizados presentaron diferencias significativas en función de los sectores establecidos. Así, tanto el reclutamiento, como la abundancia y la diversidad de tallas, se vieron afectados negativamente en el sector que presentaba una mayor alteración de sus regímenes hidrológicos naturales. Probablemente, esta situación esté relacionada con la coincidencia en el tiempo de los elevados caudales circulantes por este sector y el periodo reproductor de las especies objetivo. Por el contrario, la condición somática mostró un patrón inverso con valores significativamente más elevados en dicho sector. En general, los resultados obtenidos sugieren que la presencia de caudales extremos durante la época reproductora de las especies objetivo (marzo-junio), junto con la alteración física del hábitat fluvial, podrían ser factores clave en la dinámica poblacional de los ciprínidos estudiados. En este sentido, la gestión actual de los caudales en los ríos de la Cuenca del Segura, carente de criterio biológico alguno, puede poner en riesgo la viabilidad poblacional a medio/largo plazo de dichas especies.

Palabras-clave: ríos mediterráneos, ríos regulados, río Segura, alteración hidrológica, biología de peces

1. INTRODUCCIÓN

Los ríos mediterráneos se caracterizan, principalmente, por estar sometidos a una fuerte variación estacional de sus caudales, alternando periodos de sequía, típicos de los meses de verano, junto con avenidas relacionadas con lluvias torrenciales, de intensidad variable y que pueden llegar a ser de gran magnitud. A esta gran variabilidad intraanual se superpone una variabilidad interanual, además de una variabilidad espacial, relacionada con la presencia, en un mismo sistema fluvial, de tramos de aguas permanentes frente a tramos de aguas temporales (ríos intermitentes). Dichas peculiaridades ambientales hacen que las comunidades biológicas de los ríos mediterráneos hayan desarrollado estrategias que les confieren un elevado grado de singularidad y exclusividad (Gasith y Resh, 1999; Vidal-Abarca y Suárez, 2007).

En la cuenca mediterránea la intervención humana sobre los sistemas acuáticos epicontinentales es muy antigua, pero sus efectos se han visto agudizados durante las últimas décadas debido al incremento en la demanda de agua (Hooke, 2006). La construcción de un gran número de embalses, la derivación de caudales, la canalización de los tramos medios y bajos de los ríos y el incremento de la contaminación orgánica e inorgánica de las aguas, han dado como resultado una profunda transformación de los mismos, con consecuencias muy negativas sobre las comunidades biológicas (Gasith y Resh, 1999).

La mayor parte de las cuencas fluviales de la península Ibérica tienen un carácter mediterráneo por lo que las comunidades de peces nativos han evolucionado y se han estructurado en función de dicho marco ambiental. En este sentido, esta coevolución ha dado lugar a que sus especies ícticas hayan desarrollado estrategias de vida exclusivas que, junto con su elevado grado de rareza y endemismo, determinan el elevado interés conservacionista que presentan estas comunidades (Encina et al., 2006).

La regulación y modificación de los regímenes hidrológicos naturales es uno de los principales factores de amenaza sobre las poblaciones de peces nativos epicontinentales a nivel mundial (Richter et al., 2003). La modificación antrópica de los flujos naturales puede resultar en una

simplificación del ecosistema fluvial, reduciendo la riqueza de especies nativas, modificando su distribución y abundancia, así como ciertos parámetros relacionados con la estrategia de vida de dichas especies (Torralva et al., 1997; Osmundson et al., 2002; Habit et al., 2007; Benejam et al., 2009).

La Cuenca Hidrográfica del Segura es una cuenca fuertemente regulada, con más de 30 grandes presas (capacidad de embalse > 1 hm³) que representan un volumen total de embalse de aproximadamente 1.141 hm³ frente a los 871 hm³ de recursos superficiales naturales que posee la cuenca. Además, recibe anualmente un promedio de 340 hm³ a través del trasvase Tajo-Segura (en algunos años hasta 600 hm³) (CHS, 2007). En este contexto, la intensa modificación de los regímenes hidrológicos naturales está considerada como uno de los principales factores de amenaza sobre las comunidades de peces de la cuenca (Torralva et al., 2005; Andreu-Soler et al., 2006; Martínez-Morales et al., 2010).

Puesto que las especies ícticas de los ríos ibéricos mediterráneos están adaptadas a las variaciones hidrológicas naturales, cualquier alteración antrópica de este patrón puede estar provocando, a su vez, cambios en determinados parámetros de la biología de dichas especies. Así, el objetivo principal del presente estudio fue analizar la variación espacial de parámetros de la biología poblacional y la abundancia de tres especies de ciprínidos bentónicos ibéricos: el barbo gitano *Barbus sclateri*, la boga del Tajo *Pseudochondrostoma polylepis* y el gobio *Gobio lozanoi*. La abundancia relativa, la condición somática, el reclutamiento y la diversidad de tallas de las especies objetivo fueron estimados en tres sectores de la Cuenca Hidrográfica del río Segura con diferentes grados de alteración hidrológica.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Área de estudio

La Cuenca Hidrográfica del Segura se encuentra situada en el sureste de la península Ibérica (España) y tiene una superficie aproximada de 18.870 Km² (Figura 1). Su clima es mediterráneo con características semiáridas en una gran superficie de su territorio con una precipitación media de unos 400 mm anuales. El sustrato geológico dominante son rocas calizas, aunque en muchas zonas son abundantes las margas. Si bien las zonas altas de la cuenca poseen usos del suelo forestales o cultivos de secano (cereales, almendros y olivos), las zonas situadas a menor altitud (Vegas Media y Baja del Segura, Campo de Cartagena) sostienen una intensa actividad agrícola dominada por el regadío intensivo de hortalizas, cítricos y otros frutales (CHS, 2007).

Los tramos de río o sectores objeto de estudio se localizaron en la zona alta de la cuenca y fueron los siguientes: 1) Sector Mundo 02 (Mun02), tramo del río Mundo localizado entre el embalse del Talave (receptor de las aguas del trasvase Tajo-Segura) y el embalse de Camarillas; 2) Sector Segura 02 (Seg02), tramo del río Segura localizado entre el embalse de La Fuensanta y el embalse del Cenajo; 3) Sector Segura 03 (Seg03), tramo del río Segura localizado entre el embalse del Cenajo y la confluencia del río Mundo con el río Segura (Figura 1).

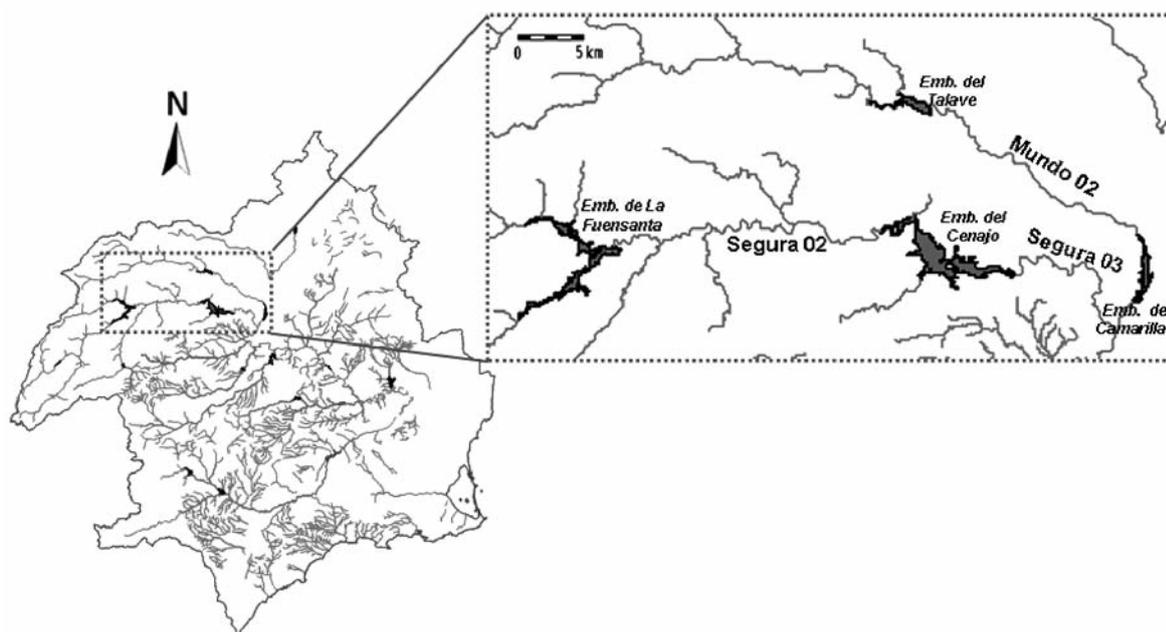


Figura 1. Área de estudio y localización de los sectores establecidos en el presente trabajo.

2.2. Metodología de muestreo y análisis de datos

El periodo de muestreo se desarrolló durante los meses de octubre y noviembre de los años 2008 y 2009. En cada uno de los sectores de estudio se establecieron tres localidades de muestreo representativas de las condiciones generales del hábitat fluvial características del sector. Cada una de las localidades consistió en un tramo de río de aproximadamente 100 m de longitud donde se realizó una caracterización del hábitat fluvial mediante la medida *in situ* de variables tales como la anchura media del cauce, la altitud, variables físico-químicas (temperatura, pH y conductividad) y la aplicación de diversos índices relativos a su estado de conservación: el RQI (Riparian Quality Index) desarrollado para valorar la estructura y dinámica de la riberas fluviales (González del Tánago et al., 2006) y el IHF (Índice de Hábitat Fluvial) para caracterizar el hábitat físico fluvial (Pardo et al., 2002).

La metodología empleada para la captura de los ejemplares consistió en la realización de muestreos cuantitativos mediante pesca eléctrica con un voltaje de 200-400 V e intensidad de 2,0-3,5 A (ver Zamora et al., 2009). Los ejemplares capturados fueron anestesiados con benzocaína para su posterior manipulación, identificados a nivel de especie y contabilizados. Además, se tomaron medidas individuales de longitud total ($LT \pm 1\text{mm}$), longitud furcal ($LF \pm 1\text{mm}$) y peso total ($PT \pm 0,1\text{g}$) de los individuos.

Los parámetros analizados y los análisis estadísticos empleados fueron los siguientes: 1) La abundancia relativa específica, expresada como el número de individuos capturados por hora de pesca, se analizó utilizando un análisis de varianza multivariado con base en permutaciones o PERMANOVA (Anderson, 2001) aplicado a la matriz de distancias euclídeas; 2) La condición somática o estado de condición, como indicador a corto plazo del estado de salud de los individuos de la población, se analizó en primer lugar mediante el uso de ANCOVAs para comprobar la homogeneidad de las pendientes de las rectas de regresión (ver Zamora et al., 2009), utilizando el peso total como variable dependiente, la longitud total como covariable (ambas con transformación logarítmica) y el sector como factor fijo. Posteriormente, se calcularon los residuos estandarizados a partir de la regresión LT-PT del total de individuos capturados para cada especie y el valor promedio de dichos residuos para cada sector se consideró como indicador del estado de condición (K_r , índice residual). El test de ANOVA fue empleado en los análisis estadísticos posteriores, junto con el test post-hoc HSD de Tukey; 3) El reclutamiento, como tasa de incorporación de individuos a la población en los distintos sectores, se analizó mediante el análisis de los gráficos de frecuencias acumuladas de la longitud total para cada especie; 4) La diversidad de tallas (H_T) se analizó mediante el índice de Shannon-Wiener aplicado a la abundancia por categorías de talla de las especies objetivo.

La caracterización de los regímenes hidrológicos de los distintos sectores se realizó a partir de los datos aportados por las estaciones de aforo que posee la Confederación Hidrográfica del río Segura (<http://www.chsegura.es/chs/cuenca/redesdecontrol/estadisticashidrologicas/>), para un periodo de tiempo comprendido entre el 1 de enero de 2000 y el 31 de diciembre de 2009 (10 años). Las estaciones de aforo escogidas se localizaron aguas abajo y a pie de presa de cada uno de los embalses que delimitan por su zona superior a los sectores de estudio (p.e. sector Mundo 02-embalse del Talave). Para la estimación de los regímenes naturales, y debido a la ausencia de información hidrológica previa a la construcción de los embalses, se realizó el cálculo a partir de las aportaciones que recibió cada uno de estos embalses durante el periodo 2000-2009.

Los análisis estadísticos fueron realizados con los paquetes estadísticos Primer 6 (Clarke y Warwick, 2001) y SPSS (versión 15.0), con un nivel de significación $P < 0,05$.

3. RESULTADOS

La distinta localización geográfica de los sectores en la cuenca ha resultado en diferencias respecto a los valores promedio para cada una de las variables registradas (Tabla 1). Así, las diferencias más significativas se obtuvieron en la conductividad y la temperatura del agua, que resultaron más elevadas en el sector Mun02. En este mismo sector, cabe destacar las bajas puntuaciones obtenidas para el RQI con respecto a aquellas obtenidas para el resto de sectores (Tabla 1). Por otro lado, podemos observar como las puntuaciones promedio obtenidas para el IHF

Sector	Mundo 02	Segura 02	Segura 03
Variable/Índice			
Altitud (m)	386 ± 68	472 ± 38	333 ± 25
Anchura cauce (m)	11,8 ± 4,6	12,9 ± 1,1	12,8 ± 1,3
Temperatura (°C)	17,5 ± 1,5	13,4 ± 5,8	15,4 ± 1,2
pH	8,17 ± 0,19	8,41 ± 0,11	8,34 ± 0,06
Conductividad (µS/cm)	704,4 ± 84,6	385,8 ± 26,7	505,9 ± 67,5
RQI	44,0 ± 8,3	82,4 ± 11,8	71,2 ± 4,6
IHF	70,2 ± 5,4	70,6 ± 6,2	72,6 ± 6,2

Tabla 1. Valores promedio (\pm D.E.) de las variables ambientales registradas para cada uno de los sectores objeto de estudio.

fueron similares en los tres sectores objeto de estudio (Tabla 1).

La comunidad íctica en el área de estudio está compuesta por un total de 10 especies (Tabla 2), de las que únicamente el barbo gitano *Barbus sclateri* es nativa de la cuenca del Segura. Por otro lado, cabe destacar la presencia de dos especies de ciprínidos ibéricos exóticos a la cuenca como son la boga del Tajo *Pseudochondrostoma polylepis* y el gobio *Gobio lozanoi*, especies que mantienen poblaciones viables en el área de estudio, a excepción de la boga *P. polylepis* que no está presente en el sector Seg02. En relación a la abundancia de las especies capturadas, los valores más elevados fueron para *B. sclateri* y *P. polylepis*, con un 35,3% y un 23,6% sobre las capturas totales, respectivamente, seguidas por *Alburnus alburnus* con un 16,6% y *G. lozanoi* con un 16,0%. Con respecto a la composición y estructura de la comunidad íctica, podemos comprobar como los sectores Seg02 y Mun02 mostraron una mayor presencia y abundancia de especies exóticas (Tabla 2), entre éstas, cabe mencionar la presencia de ictiófagas como la perca americana *Micropterus salmoides*, el lucio *Esox lucius* y la lucioperca *Sander lucioperca*. Resulta destacable la captura en el sector Seg02 de ejemplares de lucio con tamaños superiores a los 70 cm de longitud total y 3 kg de peso.

Sector	Mundo 02	Segura 02	Segura 03
Especie			
<i>Barbus sclateri</i>	45,6 ± 9,5	44,6 ± 14,9	109,2 ± 27,5
<i>Gobio lozanoi</i>	10,1 ± 3,3	35,9 ± 13,8	44,4 ± 6,4
<i>Pseudochondrostoma polylepis</i>	3,1 ± 2,4	----	130,0 ± 40,6
<i>Alburnus alburnus</i>	27,1 ± 14,2	62,2 ± 27,4	4,5 ± 4,4
<i>Cyprinus carpio</i>	0,3 ± 0,3	0,7 ± 0,7	----
<i>Lepomis gibbosus</i>	16,8 ± 7,8	----	1,1 ± 1,1
<i>Micropterus salmoides</i>	15,0 ± 12,5	8,0 ± 4,2	----
<i>Sander lucioperca</i>	0,6 ± 0,5	----	----
<i>Esox lucius</i>	0,2 ± 0,2	1,8 ± 0,8	----
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	0,7 ± 0,5	1,2 ± 0,6	1,3 ± 0,8

Tabla 2. Valores promedio (± E.S.) de la abundancia relativa de las especies capturadas en cada uno de los sectores objeto de estudio.

Con respecto al análisis espacial de la abundancia de las especies objetivo, se detectaron diferencias significativas entre sectores para *Barbus sclateri* (PERMANOVA: pseudo-F = 4,60, P < 0,05) y *Pseudochondrostoma polylepis* (PERMANOVA: pseudo-F = 14,03, P < 0,001). En el análisis posterior dos a dos se comprobó como *B. sclateri* presentó abundancias significativamente más elevadas en el sector Seg03 con respecto a los otros dos sectores (PERMANOVA: P < 0,05) (Tabla 2). A su vez, la abundancia de *P. polylepis* fue significativamente mayor en el sector Seg03 (PERMANOVA: P < 0,001) (Tabla 2). En el análisis principal no se detectaron diferencias significativas entre sectores para la abundancia de *Gobio lozanoi* (PERMANOVA: pseudo-F = 2,11, P > 0,05), si bien en el análisis dos a dos la abundancia de esta especie fue significativamente más elevada en el sector Seg03 con respecto al sector Mun02 (PERMANOVA: P < 0,001) (Tabla 2).

En el estudio de la condición somática se constató la homogeneidad de las pendientes de las regresiones LT-PT entre sectores para todas las especies (ANCOVAs: *Barbus sclateri*, F = 0,48, P = 0,62; *Gobio lozanoi*, F = 0,30, P = 0,74; *Pseudochondrostoma polylepis*, F = 3,16, P = 0,08). Por otro lado, se detectaron diferencias significativas en los valores promedio de la condición somática (Kr, índice residual) para todas las especies en función del sector de estudio (ANOVAs: *B. sclateri*, F = 22,35, P < 0,001; *G. lozanoi*, F = 37,10, P < 0,001; *P. polylepis*, F = 78,06, P < 0,001), presentando todas las especies valores más elevados de condición en el sector Mun02 (HSD Tukey, P < 0,01) (Figura 2).

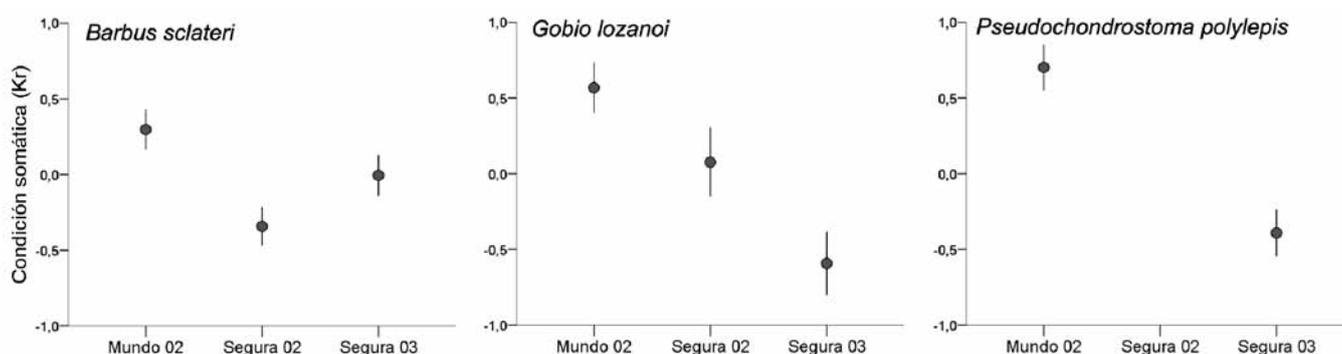


Figura 2. Valores promedio de condición somática (Kr ± L.C. 95%) de las especies objetivo en cada uno de los sectores estudiados.

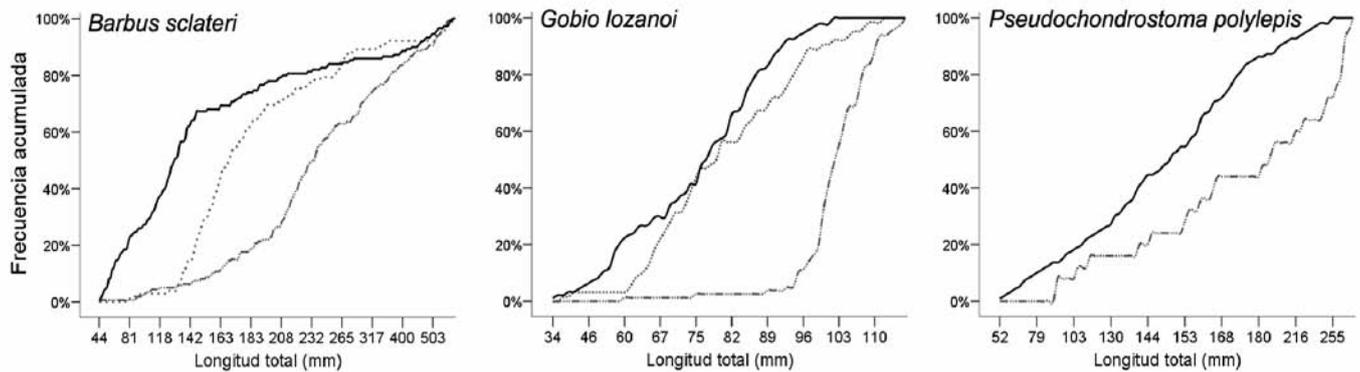


Figura 3. Frecuencias acumuladas de la longitud total (LT, mm) de las especies objetivo en cada uno de los sectores estudiados. Línea gris discontinua: sector Mundo 02, línea gris punteada: sector Segura 02, línea negra continua: sector Segura 03.

En la Figura 3, y en relación al reclutamiento, podemos observar cómo éste fue menor para las tres especies en el sector Mun02, obteniéndose valores intermedios en el sector Seg02 para *Barbus sclateri* y *Gobio lozanoi*, y valores máximos en el sector Seg03 para las tres especies. La diversidad de tallas para *Barbus sclateri* fue superior en el sector Seg03 ($H_T = 3,09$) frente a los valores inferiores presentes en los sectores Seg02 ($H_T = 2,64$) y Mun02 ($H_T = 2,88$). Del mismo modo, *Gobio lozanoi* mostró un valor promedio más elevado para el índice en el sector Seg03 ($H_T = 2,45$) que en los sectores Seg02 ($H_T = 2,30$) y Mun02 ($H_T = 1,94$). *Pseudochondrostoma polylepis* mostró una mayor diversidad de tallas en el sector Seg03 ($H_T = 2,90$) con respecto al sector Mun02 ($H_T = 2,63$).

Con respecto a la caracterización hidrológica, podemos observar como el caudal promedio anual en el sector Mun02 ($14,3 \text{ m}^3/\text{s}$) fue mucho más elevado que en los sectores Seg02 ($4,3 \text{ m}^3/\text{s}$) y Seg03 ($4,8 \text{ m}^3/\text{s}$) (Figura 4). En este sentido, es destacable el importante incremento de los caudales circulantes en el sector Mun02, ya que el caudal promedio natural debería ser aproximadamente de $2,4 \text{ m}^3/\text{s}$, es decir, en este sector circula del orden de 6 veces más volumen de agua con respecto a sus caudales naturales.

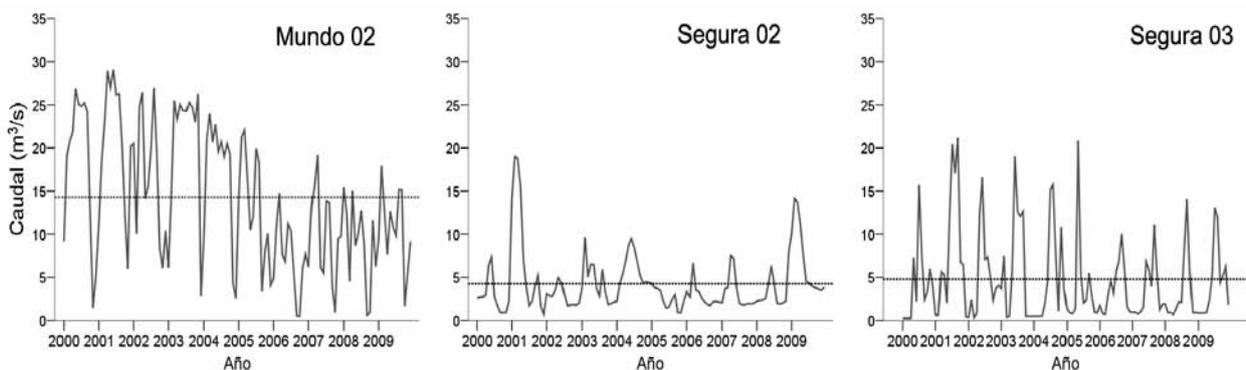


Figura 4. Caudal promedio mensual durante el periodo 2000-2009 para cada uno de los sectores objeto de estudio. La línea punteada indica el caudal promedio durante dicho periodo.

En la Figura 5 se representa la variación mensual de los caudales circulantes con respecto a los caudales naturales para cada uno de los sectores estudiados. Además, se indica para cada una de las especies su periodo reproductor según Torralva et al. (2005). Como se puede observar, el sector Mun02 presentó durante todos los meses del año un caudal muy superior a su régimen natural, especialmente durante los meses de Marzo a Agosto, en los que la variación de caudal superaba normalmente los $15 \text{ m}^3/\text{s}$ (Figura 5). Por otro lado, el sector Seg03 mostró una variación negativa durante los meses de Diciembre a Abril, meses durante los cuales el caudal se redujo en $5 \text{ m}^3/\text{s}$ aproximadamente respecto a los caudales naturales. Este patrón se invierte a partir del mes de Mayo, ya que durante los meses de Junio a Septiembre el caudal fue superior en unos $5 \text{ m}^3/\text{s}$ (Figura 5). El sector Seg02 mostró una menor desviación respecto a sus caudales naturales, siendo los caudales circulantes ligeramente inferiores durante los meses de Noviembre a Enero y ligeramente superiores de Junio a Agosto (Figura 5).

Con respecto al periodo reproductor, podemos destacar que las especies objetivo presentan una reproducción principalmente primaveral, que abarcaría un periodo de cuatro meses desde el mes de Marzo hasta Junio, aproximadamente (Figura 5).

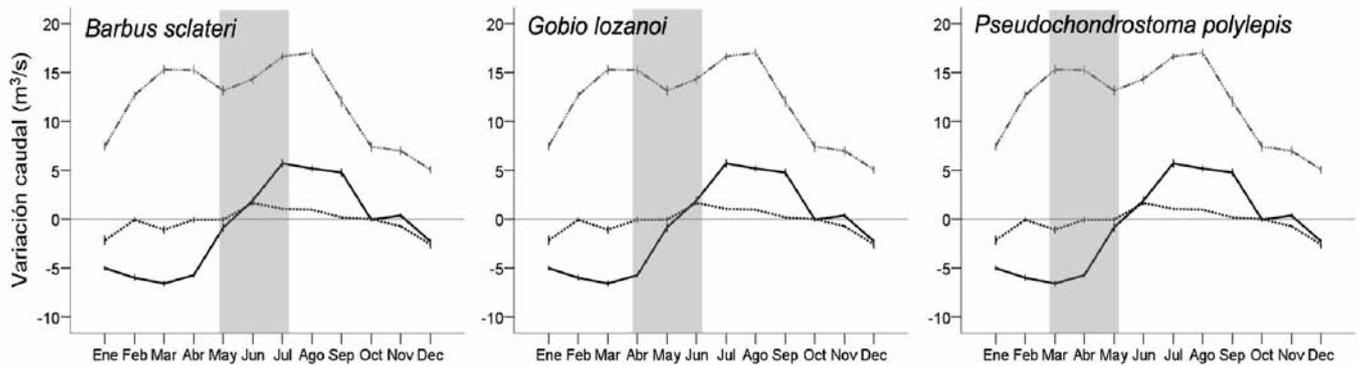


Figura 5. Variación del caudal natural mensual interanual (periodo 2000-2009). Línea gris discontinua: sector Mundo 02, línea negra punteada: sector Segura 02, línea negra continua: sector Segura 03. El área sombreada corresponde al periodo reproductor establecido para cada una de las especies (según Torralva et al., 2005).

4. DISCUSION

Los resultados obtenidos muestran como las especies *Barbus sclateri*, *Gobio lozanoi* y *Pseudochondrostoma polylepis* presentaron diferencias significativas en su abundancia relativa y parámetros de la biología, en función de los sectores fluviales establecidos en el presente estudio. Además, se ha constatado la presencia de importantes diferencias en el régimen hidrológico presente en los mismos, siendo el sector perteneciente al río Mundo el que mostró una mayor alteración de sus regímenes naturales debido, principalmente, a los caudales adicionales que recibe este río a través del trasvase Tajo-Segura (340 hm³ anuales como valor promedio).

Existe abundante literatura que demuestra cómo la alteración antrópica de los regímenes hidrológicos naturales, principalmente a través de la construcción de grandes embalses de regulación, produce profundas modificaciones en las comunidades de peces que habitan estos sistemas. En este sentido, los factores implicados en dicha modificación son muy diversos y están relacionados con la alteración de las características del sistema fluvial incluyendo el caudal circulante, temperatura del agua, carga de sedimentos, morfología del cauce y hábitat ripario (Humphries et al., 2002; Osmudson et al., 2002; Habit et al., 2007; Sánchez-Navarro et al., 2007; Brown y Bauer, 2010, entre otros).

Para las tres especies objeto de estudio se ha constatado que la abundancia, el reclutamiento y la diversidad de tallas se vieron afectadas negativamente en el sector Mun02, el cual, a su vez, presentó una mayor alteración de sus regímenes hidrológicos naturales, mostrando caudales anormalmente elevados durante todo el año. Además, en dicho sector se obtuvieron las puntuaciones más bajas para el índice RQI, situación que indicaría una reducción muy importante de la calidad del hábitat ripario. En este sentido, cabe resaltar la incisión severa que presenta el cauce del río Mundo en este sector, circunstancia que se ve reflejada en una reducción muy importante de la conectividad lateral de la ribera con el cauce (Figura 6). Probablemente, la reducción de la abundancia poblacional y la diversidad de tallas de las especies objetivo están relacionadas con la reducción de la tasa de reclutamiento de individuos a la población, debido al efecto sinérgico que puedan estar provocando dichos impactos. El hecho de que durante el periodo reproductor de estas especie (Marzo-Junio) circule un caudal muy elevado, unido a la restricción al desbordamiento existente en este tramo, podría imposibilitar por un lado la reproducción de estas especies o bien, en el caso de que logaran reproducirse, la ausencia de hábitats idóneos para el desarrollo de los alevines (zonas someras con baja velocidad de corriente y com-

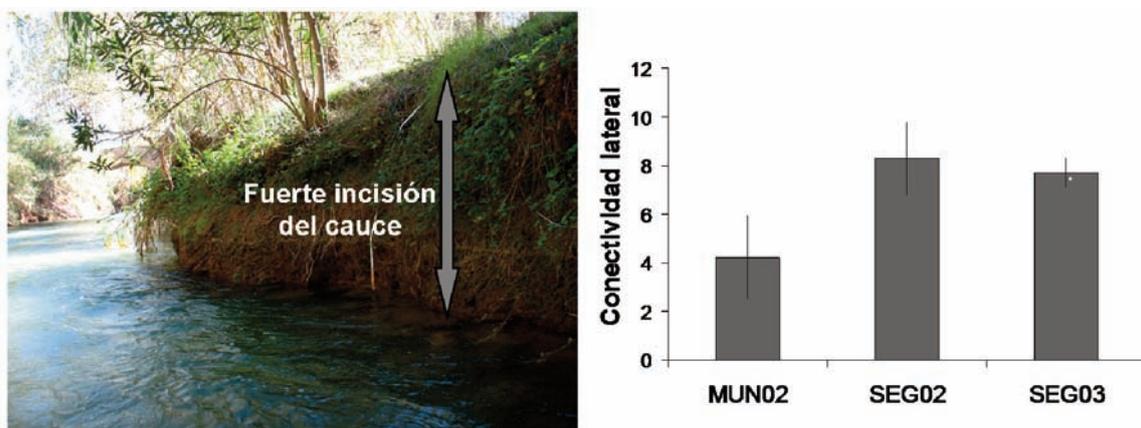


Figura 6. A la izquierda imagen de una de las localidades establecidas en el río Mundo (sector Mun02), en la que se puede apreciar la incisión severa que presenta el cauce en dicho tramo. A la derecha se muestran las puntuaciones promedio obtenidas para el atributo relativo a la conectividad lateral, incluido en el cálculo del índice RQI (González del Tánago et al., 2006), en los sectores objeto de estudio.

plejidad del hábitat ripario) provocaría la muerte de los mismos (Merigoux y Ponton, 1999; Humphries et al., 2002; Sánchez-Navarro et al., 2007).

Por otro lado, resulta paradójico el hecho de que en el sector Seg02, que mostró una menor alteración de sus regímenes hidrológicos, la abundancia de *Barbus sclateri* mostró valores muy reducidos, situación que probablemente está relacionada con la elevada presencia en este tramo del río Segura de especies ictiófagas como el lucio *Esox lucius* y la perca americana *Micropterus salmoides*, especies que pueden estar ejerciendo una importante presión depredadora sobre la especie.

La condición somática de las tres especies mostró valores más elevados en el sector Mun02, situación que *a priori* indicaría un mejor estado de salud de los ejemplares de estas especies en dicho sector. Probablemente, esta circunstancia está relacionada con una menor competencia por los recursos debido a las bajas densidades poblacionales registradas en este tramo y/o a cambios morfológicos o de composición bioquímica de los ejemplares.

En conclusión, el presente trabajo muestra cómo la importante alteración de los regímenes hidrológicos que soporta el río Mundo puede llegar a afectar negativamente la viabilidad poblacional de las especies de ciprínidos estudiadas, principalmente a través de una reducción en las tasas de reclutamiento. Además, en el sector del río Segura situado entre el embalse de la Fuensanta y el embalse del Cenajo es muy probable que la especie nativa *Barbus sclateri* esté sufriendo una intensa presión depredadora. Ambas circunstancias ponen de relieve la necesidad de adoptar de forma urgente medidas de gestión de caudales y control de especies exóticas depredadoras, que permitan la conservación a largo plazo de las especies objeto de estudio.

Agradecimientos

Nuestro agradecimiento 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. Así mismo, queremos agradecer a Diego Castejón, Asunción Andreu, Raquel Moreno, Antonio García, Ana Ruiz y Jesús Caravaca su inestimable labor en el trabajo de campo.

Bibliografía

- Anderson, M. (2001): "A new method for nonparametric multivariate analysis of variance", *Austral Ecology*, vol. 26, 32-46.
- Andreu-Soler, A., Oliva-Paterna, F.J., Verdiell-Cubedo, D., Egea-Serrano, A., Ruiz-Navarro, A. y M. Torralva (2006): "Peces continentales de la Región de Murcia (SE Península Ibérica): inventario y distribución", *Zoologica Baetica*, vol. 17, 11-31.
- Benejam, L., Angermeier, P.L., Munné, A. y E. García-Berthou (2009): "Assessing effects of water abstraction on fish assemblages in Mediterranean streams", *Freshwater Biology*, vol. 55, 628-642.
- Brown, L.R. y M.L. Bauer (2010): "Effects of hydrologic infrastructure on flow regimes of California's Central Valley rivers: implications for fish populations", *River Research and Applications*, vol. 26, 751-765.
- CHS, Confederación Hidrográfica del Segura-Ministerio de Medio Ambiente. (2007): *Estudio general sobre la Demarcación Hidrográfica del Segura. Versión 4*, http://www.chsegura.es/export/descargas/planificacionydma/planificacion/docsdescarga/Estudio_general_de_la_Demarcacion_V4.pdf, consultado el 12 de Mayo de 2009.
- Clarke, K.R. y R.M. Warwick (2001): *Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation*, 2nd edition, PRIMER-E, Plymouth.
- Encina, L., Rodríguez, A. y C. Granado-Lorencio (2006): "The Iberian ichthyofauna: ecological contributions", *Limnetica*, vol. 25: 349-368.
- Gasith, A. y V.H. Resh (1999): "Streams in Mediterranean climate regions: abiotic influences and biotic responses to predictable seasonal events", *Annual Review of Ecology and Systematics*, vol. 30, 51-81.
- González del Tánago, M., García de Jalón, D., Lara, F. y R. Garilletei (2006): "Índice RQI para la valoración de las riberas fluviales en el contexto de la directiva marco del agua", *Ingeniería Civil*, vol. 143, 97-108.
- Habit, E., Belk, M.C. y O. Parra (2007): "Response of the riverine fish community to the construction and operation of a diversion hydropower plant in central Chile", *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, vol. 17, 37-49.
- Hooke, J.M. (2006): "Human impacts on fluvial systems in the Mediterranean region", *Geomorphology*, vol. 79, 311-335.
- Humphries, P., Serafini, L.G. y A.J. King (2002): "River regulation and fish larvae: variation through space and time", *Freshwater Biology*, vol. 47, 1307-1331.
- Martínez-Morales, I., Oliva-Paterna, F.J., Verdiell-Cubedo, D. y M. Torralva (2010): "Inventario y estado de conservación de la fauna piscícola en la cuenca alta del río Segura (SE Península Ibérica)", *Anales de Biología*, vol. 32, 47-58.
- Merigoux, S. y D. Ponton (1999): "Spatio-temporal distribution of young fish in tributaries of natural and flow-regulated sections of a neotropical river in French Guiana", *Freshwater Biology*, vol. 42, 177-198.
- Osmundson, D.B., Riel, R.J., Lamarra, V.L. y J. Pitlick (2002): "Flow-Sediment-Biota relations: implications for river regulation effects on native fish abundance", *Ecological Applications*, vol. 12(6), 1719-1739.
- Pardo, I., Álvarez, M., Casas, J., Moreno, J.L., Vivas, S., Bonada, N., Alba-Tercedor, J., Jáimez-Cuéllar, P., Moyà, G., Prat, N., Robles, S., Suárez, M.L., Toro, M. y M.R. Vidal-Abarca (2002): "El hábitat de los ríos mediterráneos. Diseño de un índice de diversidad de hábitat", *Limnetica*, vol. 21(3-4), 115-133.
- Richter, D., Mathews, R., Harrison, D. y R. Wigington (2003): "Ecologically sustainable water management: managing river flows for ecological integrity", *Ecological Applications*, vol. 13, 206-224.

- Sánchez-Navarro, R., Stewardson, M., Breil, P., García de Jalón, D. y M. Eisele (2007): "Hydrological impacts affecting endangered fish species: a spanish case study", *River Research and Applications*, vol. 236, 511-523.
- Torralva, M., Oliva-Paterna, F.J., Andreu-Soler, A., Verdiell-Cubedo, D., Miñano-Alemán, P. y A. Egea-Serrano (2005): *Atlas de Distribución de los Peces Epicontinentales de la Región de Murcia*, Dirección General del Medio Natural, Comunidad Autónoma de la Región de Murcia.
- Torralva, M., Puig, M.A. y C. Fernández-Delgado (1997): "Effect of river regulation on the life-history patterns of *Barbus sclateri* in the Segura river basin (south-east Spain)", *Journal of Fish Biology*, vol. 51, 300-311.
- Vidal-Abarca, M.R. y M.L. Suárez (2007): "Un modelo conceptual sobre el funcionamiento de los ríos mediterráneos sometidos a perturbaciones naturales (riadas y sequías)", *Limnetica*, vol. 26(2), 277-292.
- Zamora, L., Vila, A. y J. Naspleda (2009): "La biota de los ríos: los peces", en A. Elosegi y S. Sabater (coords): *Conceptos y técnicas en ecología fluvial*, Bilbao, Fundación BBVA, 271-291.