

Barbo gitano – *Luciobarbus sclateri* Gunther, 1868

Asunción Andreu-Soler

Departamento de Zoología y Antropología Física
Universidad de Murcia

Versión 4-08-2011

Versiones anteriores: 24-02-2006, 23-11-2006; 6-03-2009



© Asunción Andreu Soler.

Sistemática

Incluido en *Barbus bocagei* por De Buen (1930, 1935), Lozano Rey (1935) consideró a *Barbus sclateri* Gunther, 1868 como subespecie de *Barbus barbatus* (Linnaeus, 1758); este punto de vista fue aceptado por Almaça (1972, 1976) pero posteriormente la elevó al rango de especie (Almaça, 1978). Por su parte, Doadrio (1984) la consideró subespecie de *Barbus bocagei* Steindachner, 1865, pero, posteriormente, apoya la hipótesis de Almaça y la eleva, igualmente, al rango de especie, señalando que es una especie politípica formada por tres poblaciones diferentes (Doadrio, 1990). Los últimos estudios ratifican que *Barbus sclateri* es un taxón válido (Machordom et al., 1995). De los dos grupos monofiléticos con historias biogeográficas diferentes que fueron postulados para el área Paleártica (Doadrio, 1984, 1990, 1994; Tsigenopoulos y Berrebi, 2000), *Barbus sclateri* (junto con los endemismos ibéricos *B. comizo*, *B. bocagei*, *B. microcephalus*, *B. guiraonis* y *B. graellsii*) está incluido en el formado por el subgénero *Luciobarbus*, que ocupa la Península Ibérica, sur de Grecia, el Próximo Oriente y el Norte de África (Machordom y Doadrio, 2001; Tsigenopoulos y Berrebi, 2000; Doadrio et al., 2002). Estas especies están filogenéticamente más próximas a las especies norteafricanas y asiáticas (Doadrio, 1984, 1990) que a las centroeuropeas. Miranda y Escala (2000, 2003) separaron los dos mismos grupos (subgéneros *Barbus* y *Luciobarbus*) gracias a una revisión morfológica y biométrica de las escamas, cleitro, opérculo y huesos faríngeos de las 8 especies del género *Barbus* de la Península Ibérica.

Incluido en el género *Luciobarbus* Heckel 1843 (Kottelat y Freyhof, 2008; Eschmeyer y Fricke, 2011).²

Descripción

Luciobarbus sclateri es una especie de gran tamaño que puede alcanzar hasta 900 mm de longitud total (Fernández-Delgado et al., 1997), aunque generalmente miden entre 300 y 600 mm (Doadrio et al., 1991). Rodríguez-Ruiz et al. (1998) observan que *L. sclateri* nunca supera los 300 mm de longitud en el río Guadalete, indicando que individuos mayores a esas longitudes sólo se capturan en los embalses. En la Región de Murcia los mayores ejemplares han sido capturados en embalses y balsas de riego (García de Jalón et al., 1999; Miñano et al., 2003).

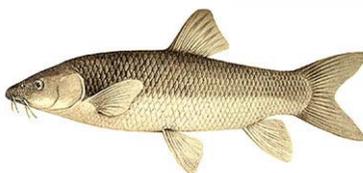


Figura 1. *Luciobarbus sclateri* según Lozano Rey (1935).

Su cuerpo es fusiforme, alargado y robusto, y el pedúnculo caudal es más alto que en otras especies del mismo género. La boca, relativamente pequeña, es protractil y está situada en posición ínfera (Figura 1). Los labios son gruesos, aunque a veces el inferior se encuentra retraído, dejando ver el dentario (Gunther, 1868; Lozano Rey, 1935) (Figura 2). Presenta dientes faríngeos dispuestos en tres filas (Vélez de Medrano Sanz, 1947).



Figura 2. Detalle de la boca protractil de un ejemplar adulto de *Luciobarbus sclateri* de la cuenca del río Segura. © Asunción Andreu Soler.

Presenta dos pares de barbillones largos: el primero, situado en el maxilar superior sobrepasa el borde anterior del ojo, y el segundo, en la comisura labial, sobrepasa el borde posterior del ojo. La columna vertebral consta de 43 vértebras. Las aletas presentan una base relativamente corta y la caudal está escotada, con lóbulos de perfil agudo. Las aletas pelvianas están en posición ventral. La fórmula de las aletas es: D III-IV/8; A III-IV/5; V I/8 y P16. El último radio sencillo de la aleta dorsal presenta denticulaciones de tamaño medio en casi toda su extensión, y son más pequeñas y numerosas (más de dos por mm) que en *L. comizo* y *L. microcephalus*. Presenta de 43 a 50 escamas en la línea lateral, menos que otras especies del mismo género, y de 13 a 19 branquias. La coloración general del cuerpo es críptica y en los ejemplares adultos existe un fuerte contraste entre la parte ventral clara y el dorso oscuro. Los juveniles suelen tener numerosas manchas pardas distribuidas irregularmente por el dorso, flancos y aletas dorsal y anal. En época reproductora los machos desarrollan en la cabeza tubérculos nupciales (protuberancias blanquecinas que salpican irregularmente las distintas zonas de la piel cefálica) grandes y llamativos (Figura 3) y se acentúa la diferencia de color entre el dorso y el vientre (Gunther, 1868; Lozano Rey, 1935).



Figura 3. Detalle de los tubérculos nupciales de un macho adulto de *Luciobarbus sclateri* de la cuenca del río Segura. © Asunción Andreu Soler.

Edad

Las escamas son estructuras válidas para determinar la edad de *L. sclateri*. No obstante, hay que tener en consideración determinados aspectos, como la aparición de annuli falsos, aspecto constatado por varios autores (Herrera et al., 1988; Herrera y Fernández-Delgado, 1992; Torralva, 1996). En la cuenca del Segura, Torralva et al. (1997) detectan una longevidad de nueve clases de edad en el caso de las hembras, y ocho en los machos, con longitudes máximas de 305 y 257 mm, respectivamente. Herrera et al. (1988) y Herrera y Fernández-Delgado (1992) detectaron 11 clases de edad para las hembras y 8 para los machos en la cuenca del Guadalquivir, aunque pueden alcanzar edades comprendidas entre los 12 y 16 años (Fernández-Delgado et al., 1997). Herrera y Fernández-Delgado (1992) observaron variabilidad intraespecífica de las longitudes medias retrocalculadas de una misma población a nivel temporal. En la cuenca del Segura, Torralva et al. (1997) observaron estas variaciones intraespecíficas a nivel interpoblacional, una población sometida a regulación del caudal y otra no.

Escot y Granado-Lorencio (1998) han descrito la morfología del otolito y han utilizado varios métodos para calcular el crecimiento (Escot y Granado-Lorencio, 1999) y la edad (Escot y Granado-Lorencio, 2001).

Crecimiento

Entre los Ciprínidos existe una marcada variabilidad intraespecífica en la tasa de crecimiento por los diferentes sexos y modos de vida, lo que refleja posibles adaptaciones genéticas a ambientes locales. En general *L. sclateri* posee una tasa de crecimiento baja. Torralva (1996) observó que, en la cuenca del Segura, la especie muestra menores tasas de crecimiento que en otras poblaciones de la Península Ibérica (Lucena et al., 1979; Lucena, 1984; Rodríguez-Ruiz, 1992). En general, existe una notable sensibilidad de la tasa de crecimiento de *L. sclateri* ante las condiciones ambientales particulares de cada una de las poblaciones estudiadas. Por otra parte, las mayores tasas de crecimiento se registran en los primeros años de vida,

descendiendo paulatinamente a medida que el individuo envejece (Rodríguez-Ruiz, 1992; Rodríguez-Ruiz et al., 1998), puesto que el crecimiento decrece notablemente después de la primera maduración.

En general, el patrón de crecimiento anual en las poblaciones de *L. sclateri* peninsulares es largo, abarcando aproximadamente cinco-seis meses (abril (mayo)-septiembre) (Herrera et al., 1988; Herrera y Fernández-Delgado, 1992; Rodríguez-Ruiz, 1992; Torralva, 1996; Rodríguez-Ruiz et al., 1998), al estar influido por la temperatura que es elevada en el sur de España. Estos resultados son superiores al período de crecimiento que presentan especies congénéricas en latitudes superiores.

Condición

En lo que respecta al ciclo de condición, la pauta observada en la cuenca del Segura se ajusta a un aumento paulatino desde finales de invierno hasta la primavera, en la que se registran los valores máximos (Torralva, 1996). Posteriormente, se observa una caída que remite a principios de la temporada estival como inicio de un período de recuperación, más o menos mantenido, durante el verano y otoño en los machos e inmaduros. En lo que respecta a las hembras, después de la leve mejoría de principios de verano, la condición declina a lo largo del verano y el otoño para alcanzar el valor mínimo en invierno, al igual que los machos. Este mínimo invernal, más acusado que el estival, no ha sido encontrado en otras poblaciones de la especie (Encina, 1991; Herrera y Fernández-Delgado, 1992; Rodríguez-Ruiz, 1992). Generalmente, en el caso de los machos se observa una más pronta recuperación de la condición después del declive postreproductor (Encina, 1991; Rodríguez-Ruiz, 1992; Torralva, 1996), lo que podría indicar un menor coste energético en la reproducción respecto a las hembras. Ambos descensos (invernal y estival) vienen provocados por la falta de productos gaméticos en el invierno y la expulsión de éstos durante el verano; y en ambos casos, por el deterioro de las condiciones ambientales; durante el invierno bajan las temperaturas y existe una menor disponibilidad de alimento, mientras que durante el verano, se presenta una reducción del hábitat y temperaturas altas (Encina, 1991; Herrera, 1991; Rodríguez-Ruiz, 1992).

Muchos estudios de especies de peces ibéricos han mostrado cómo las fluctuaciones ambientales influyen en la condición de los barbos, y cómo muchas poblaciones de barbos exhiben una dinámica estacional de la condición (Herrera et al., 1988; Herrera y Fernández-Delgado, 1992; Encina y Granado-Lorencio, 1997; Torralva et al., 1997; Miñano et al., 2000; Soriguer et al., 2000). Sin embargo, hay pocas investigaciones que muestren la influencia relativa de los factores ambientales en arroyos mediterráneos (Vila-Gispert et al., 2000; Vila-Gispert y Moreno-Amich, 2001) y de cuencas semiáridas (Oliva-Paterna et al., 2003a, 2003b, 2003c). Estos últimos autores han comprobado, en diversos ambientes de la región de Murcia, cómo la condición de las poblaciones de barbo se ven afectadas de forma significativa por parámetros que denotan una pérdida de la calidad de las aguas.

Sobre la relación entre longitud y peso ver Andreu-Soler et al. (2006).¹

Sobre relación longitud-peso y condición ver Castelló (1981).

Sobre las variaciones en la composición corporal ver Lucena et al. (1977-1978, 1983) y Lucena y Camacho (1979).

Variación geográfica

En base a caracteres osteológicos y moleculares *L. sclateri* es una especie politípica con tres poblaciones claramente diferenciadas: una de la cuenca del Guadalquivir y sur de España, otra de la cuenca del Segura y otra de la cuenca del Guadiana (Doadrio, 1990; Callejas y Ochando, 2000, 2001).

L. sclateri ha tenido una historia compleja de expansión, fragmentación y contacto secundario de poblaciones que habría tenido lugar durante los períodos de glaciación e interglaciación en el Pleistoceno. Hay dos linajes que se habrían diferenciado hace unos 0,9 millones de años, uno en la cuenca del Segura y otro en el resto. La diferenciación entre el resto de poblaciones habría tenido lugar dentro de los últimos 0,44 millones de años.

El establecimiento de poblaciones en los ríos Guadiana y Guadalete se debería a los cambios climáticos ocurridos durante el Plistoceno y a la actividad tectónica, que podrían haber sido la causa de captura de ríos por diferentes cuencas. Durante los últimos 100.000 años parece haber tenido lugar contacto secundario entre las poblaciones del Guadiana y de los ríos del sur de Portugal. Contacto secundario más reciente, hace unos 63.000 años, habría tenido lugar entre el Guadalquivir y el Segura (Gante et al., 2009).²

Otras contribuciones: 1: Alfredo Salvador. 23-11-2006; 2: Alfredo Salvador. 4-08-2011

Hábitat

Es una especie bentónica que presenta hábitos limnófilos (Doadrio, 2002). Suele ocupar diferentes tramos de río en una misma área de distribución, pero generalmente desaparece en las aguas frías y rápidas. En general, es un típico habitante del curso medio de los ríos, prefiriendo aguas claras y corriente rápida con fondos pedregosos o de gravas, sobre todo durante la época reproductora. También se puede encontrar en embalses, lagos, lagunas, incluidas las litorales, acequias de riego y en ambientes aislados con agua permanente como cabeceras de ramblas, fuentes, manantiales y balsas y depósitos de almacenamiento de agua (Fernández Haeger et al., 1990; Fernández-Delgado et al., 1997; Torralva y Oliva-Paterna, 2003). La versatilidad de los hábitos alimenticios del barbo, especialmente su estrategia trófica caracterizada por un elevado omnivorismo y generalismo, ha sido contemplado por la mayoría de los autores como una característica importante para la explotación de los sistemas lóticos ibéricos, en los cuales las especies del género *Barbus* han evolucionado debido a la fluctuabilidad que caracteriza estos ecosistemas (Encina, 1991; Magalhaes, 1992, 1993; Encina y Granado-Lorencio, 1997). Es esta misma versatilidad la que posiblemente haya contribuido decisivamente al éxito colonizador de estas especies en ecosistemas como los embalses, caracterizados igualmente, aunque en un sentido espacio-temporal bien distinto del sistema lótico, por marcadas fluctuaciones de los recursos tróficos (Encina et al., 1999).

Tolera aguas con cierta contaminación orgánica, además presenta un amplio rango de tolerancia térmica y de oxigenación (Granado-Lorencio, 2001).

Estudios realizados con poblaciones de barbos que habitan tramos regulados (población en un tramo del río Segura) y no regulados (población en un tramo de su afluente, el río Mundo) pusieron en evidencia la plasticidad de la especie para adaptarse a diferentes hábitats. De este modo, el tramo no regulado presentó mayor número de clases de edad (9) que el regulado (8); la madurez sexual se alcanza antes en el tramo no regulado (machos: 2 años; hembras: 5 años) que en el regulado (machos: 2-3 años; hembras: 6); así como la fecundidad es mayor en el no regulado (7.720 huevos) que en el regulado (7.314) (Torralva et al., 1997). Por otro lado, es interesante resaltar cómo dos tipos de influencia antrópica (por un lado, la desviación de los cursos fluviales que da como resultado pozas aisladas o incrementa el estrés ambiental en estos hábitats durante el verano, y, por otro, la regulación del flujo de los cursos fluviales que da como resultado un flujo continuo) para un mismo propósito (producción agrícola), dan como resultado diferentes efectos sobre la condición del barbo. De este modo, los cursos fluviales con un flujo continuo de agua (regulado), así como los embalses, mostraron menores variaciones temporales del nivel del agua dando lugar a una mejor condición en los peces (Oliva-Paterna et al., 2003a, 2003b, 2003c). Torralva et al. (1997) observaron que las hembras de *B. sclateri* del tramo de río regulado (flujo continuo de agua) presentaron mayores valores de condición que las hembras de un tramo no regulado con una elevada variación de los niveles de agua.

En la cuenca del río Guadiana se encuentra en verano sobre todo en pequeños ríos, con alta turbidez y moderada cobertura en el fondo. Falta en la parte ancha de los ríos o en sitios sin cobertura. Su presencia se correlaciona positivamente con orillas con matorrales y negativamente con orillas con bosques (Morán-López et al., 2005). En la cuenca del río Arade (sur de Portugal), prefiere sitios con niveles elevados de oxígeno disuelto y con cobertura (Pires et al., 2004).

Abundancia

Es una especie que, al igual que otros ciprínidos, puede llegar a ser muy abundante localmente. No obstante, estas abundancias sufren cambios temporales considerables (Bravo et al., 2001).

En la cuenca del río Arade (sur de Portugal), se ha estimado su abundancia media en 1,8 (rango = 0 – 27) individuos por 50 m de río (Pires et al., 2004).

Estatus de conservación

Categoría mundial IUCN (2008): Preocupación Menor LC (Freyhof y Kottelat, 2011).¹

Categoría para España: LR/nt (Bajo Riesgo-No Amenazada) (Doadrio, 2002).

Legislación nacional: Declarada especie de pesca en el Real Decreto 1095/89, por el que se declaran las especies objeto de caza y pesca.

Convenios internacionales: En el Anexo III (especie protegida, cuya explotación se regulará de tal forma que las poblaciones se mantengan fuera de peligro) del Convenio de Berna 82/72 relativo a la Conservación de la Vida Silvestre y el Medio Natural en Europa.

Directivas europeas: En el Anexo V (especie que puede ser objeto de medidas de gestión) de la Directiva Hábitats del 21 de mayo de 1992.

Libros Rojos: citada como “No Amenazada” en el Libro Rojo de los Vertebrados de España (Blanco y González, 1992). Citada como NT (Casi Amenazada) en la Región de Murcia (Torralva et al. 2003) ya que, atendiendo a los datos presentados por Doadrio (2002), la población de esta Región representa alrededor del 5% del total de localidades con presencia de la especie en su distribución nacional. Citada como LR/nt (Riesgo Menor -Casi Amenazada) en Andalucía (Granado-Lorencio, 2001).

No consta en la Lista Roja de los Vertebrados de España (ICONA, 1986), por no haber sido considerada especie distinta de *Barbus bocagei* (Doadrio, 1990). A nivel nacional, se estima un declive generalizado de la especie en los próximos años cercano al 20% en el área de ocupación (Doadrio, 2002).

Factores de amenaza

La degradación ambiental, la fragmentación del hábitat y otros impactos antrópicos sobre los ecosistemas de aguas continentales (contaminación por vertidos industriales, agrícolas y urbanos; extracción de agua para fines agrícolas; extracción de áridos; infraestructuras hidráulicas como canalizaciones, presas, etc.) están contribuyendo a una rápida reducción de las poblaciones de barbo en la Península Ibérica (Elvira, 1998; García-Berthou y Moreno-Amich, 2000; Vila-Gispert et al., 2000; Doadrio, 2002). De modo específico cabe resaltar:

-Degradación del hábitat por la contaminación de las aguas (vertidos de origen industrial, urbano y agrícola). Todavía existen municipios donde no se da un tratamiento adecuado de sus aguas residuales y son muchas las industrias que carecen de un control de vertidos. Ello ha dado lugar a la regresión de muchas poblaciones de la especie.

-Degradación del hábitat por alteración del régimen natural de caudales (extracción y manejo) en los cursos fluviales sin criterios biológicos de gestión. La regulación de los ríos causa un fuerte impacto en las poblaciones ictícolas autóctonas, como es el caso del barbo. De este modo, dificulta o impide el paso en las migraciones prerreproductivas de esta especie (en el caso de azudes y presas infranqueables); se destruyen sus zonas naturales de freza; perjudica a las asociaciones ictícolas adaptadas a cursos intermitentes con fuerte estiajes; y favorece a las especies ictícolas exóticas. En los tributarios del río Segura, así como en las cabecera de ramblas de la cuenca del mismo, se ha observado una marcada regresión en el área de ocupación debido, principalmente, al total aprovechamiento para riego del caudal de dichos cursos fluviales, de modo que las poblaciones de la especie quedan aisladas en las zonas de cabecera.

-Degradación del hábitat por infraestructuras hidráulicas (embalses, presas, trasvases, canalizaciones, centrales hidroeléctricas, etc). Las canalizaciones suelen aumentar la turbidez del agua y la temperatura, relacionado a una pérdida de sustratos y de microhábitats. Esto repercute en menores zonas de refugio y freza para la especie dando lugar a una disminución tanto en abundancia como en biomasa. Los trasvases dan lugar a introducciones de especies en cuencas que han permanecido aisladas millones de años, como es el caso del trasvase Tajo-Segura que ha sido el causante de la introducción de especies como *Chondrostoma polylepis*, *Gobio gobio*, *Carassius auratus*, *Tinca tinca*, *Sander lucioperca*, *Alburnus alburnus* y *Lepomis gibbosus* en la cuenca del Segura (Mas, 1986; Torralva y Oliva-Paterna 1997; García de Jalón et al., 1992; Miñano et al. 2002; Andreu-Soler et al., 2004; Oliva et al. 2005) (en lo que respecta a las cuatro últimas especies, la gran afición a la pesca deportiva existente en la cuenca del Segura también ha hecho pensar en una introducción ilegal de las mismas), favoreciendo la regresión de endemismos como es el caso de *Barbus sclateri*, e introduciendo nuevas patologías en la fauna autóctona.

-Destrucción del hábitat por sobreexplotación de acuíferos. Los cultivos de regadío producen una sobreexplotación de los acuíferos, así como un aumento en el uso de fertilizantes y herbicidas que van a parar a las aguas continentales. Además, demanda una gran infraestructura hidráulica que ocasiona un gran trastorno medioambiental, influyendo negativamente a las poblaciones ictícolas.

-Destrucción del hábitat por dragados (extracción de gravas), limpieza de cauces con maquinaria pesada y desecación de cauces fluviales y/o humedales. Generalmente las extracciones de áridos se realizan en las zonas de puesta más favorables para las poblaciones de *B. sclateri*. Del mismo modo, aumentan la turbidez y disminuye el tamaño de grano del sedimento dando lugar a pérdidas de refugio.

Por otro lado, la introducción de especies exóticas, como *Sander lucioperca*, *Lepomis gibbosus*, *Ameiurus melas*, *Micropterus salmoides*, *Esox lucius*, y diversas especies de ciprínidos, en gran parte de los ríos donde la especie está presente es una de las principales amenazas y una de las principales causas del declive de esta especie. Así, el efecto directo que las especies introducidas de carácter ictiófago (*Sander lucioperca*, *Micropterus salmoides*, *Esox lucius*, etc.) presentan sobre la especie y/o especies semejantes está constatado en varios estudios (Rincón et al., 1990; Nicola et al., 1996). La presencia de estas especies ictiófagas altera considerablemente la dinámica de las poblaciones de *B. sclateri* (Prenda y Granado-Lorencio, 1994; Bravo et al., 2001). Por otro lado, hay que destacar el efecto directo o indirecto que pueden causar sobre la especie las especies introducidas no ictiófagas, como la competencia por recursos tróficos y/o espaciales, hibridación, transmisión de enfermedades, etc. (Elvira, 1998).

Por último, la sobrepesca puede ser un factor de amenaza para algunas poblaciones de la especie.

Medidas de conservación

- Control de los vertidos y depuración de los mismos.
- Corregir adecuadamente los impactos derivados de las infraestructuras hidráulicas.
- Realización de estudios para analizar la reducción de barreras (azudes, presas, etc.).
- Plan de manejo de caudales con criterios biológicos de gestión. No dar concesiones de riego cuando el agua baje por niveles inferiores a los adecuados para la vida de los peces.
- Corregir el impacto de las extracciones de áridos en los ríos y sólo dar las concesiones imprescindibles.
- Realizar un control de las especies exóticas por parte de las administraciones.
- Impedir la introducción de nuevas especies exóticas declarando a las nuevas y a la mayor parte de las existentes ya en España como no pescables.
- Elaboración y aplicación de planes de restauración y manejo de riberas con criterios biológicos.

-Realizar un seguimiento sobre las poblaciones de esta especie.

Otras contribuciones: 1: Alfredo Salvador. 4-08-2011

Distribución geográfica

Especie endémica de la Península Ibérica con una distribución meridional que cubre las cuencas de los ríos Guadalquivir, Guadiaro, Guadalete, Guadalhorce, Segura, afluentes del tramo bajo del Guadiana y en otras pequeñas cuencas del sur de España hasta la cuenca del río Vélez (Málaga). También está presente en los ríos Mira, Seixe y Arade, en el sur de Portugal (Lozano Rey, 1935; Vélez de Medrano Sanz, 1947; Anónimo, 1952; Elvira, 1990; Doadrio, 1984; Doadrio et al., 1987; Doadrio et al., 1991; Doadrio, 2002; Andreu-Soler et al., 2006¹).

Otras contribuciones: 1. Alfredo Salvador. 6-03-2009

Ecología trófica

El principal factor que permite a los Ciprínidos explotar de manera exitosa tanto organismos bentónicos como detritus, semillas o materia vegetal, es la posesión de diferentes estructuras y mecanismos, entre los que cabe destacar: (1) labios sensoriales y barbillones, (2) mandíbulas protractiles, (3) succión lenta, (4) selección interna por el órgano palatal, y (5) aparato de masticación faríngeo. El barbo gitano, y en general todas las especies de barbos, han sido usualmente descritos, desde el punto de vista trófico, como generalistas, con una dieta amplia y oportunista (Granado-Lorencio, 1983; Encina y Granado-Lorencio, 1988; Encina, 1991; Magalhaes, 1992, 1993). Así, la alimentación de *L. sclateri* es principalmente de tipo omnívoro-detritívoro, estando constituida por una amplia variedad de invertebrados acuáticos, material de origen vegetal, material de tipo detrítico y, en ocasiones, pequeños peces (Granado y García-Novo, 1981; Encina y Granado-Lorencio, 1991; Encina y Granado-Lorencio, 1994; Rodríguez-Ruiz et al., 1998). Entre los invertebrados dominan las larvas de Chironomidae, aunque hay otros grupos como las ninfas de Ephemeroptera, Tricoptera, Coleoptera, larvas de Simuliidae y crustáceos cladóceros que complementan la dieta en proporciones variables según la época del año (Torralva, 1996). En términos generales, la alimentación de *L. sclateri* es similar a la de otras especies del mismo género como *L. bocagei* (Granado-Lorencio y García-Novo, 1986; Lobón-Cerviá y De Diego, 1988; Encina y Granado-Lorencio, 1989, 1990; Magalhaes, 1992, 1993; Geraldés et al., 1993). Estudios sobre selección trófica en la parte alta de la cuenca del Segura han mostrado variaciones temporales en los hábitos alimenticios de la especie (Torralva, 1996).

Algunos autores (Encina, 1986, 1991; Encina y Granado-Lorencio, 1994, 1997; Encina et al., 1999) observaron que en los embalses, el componente animal en la dieta del barbo es bajo, y está constituido principalmente por larvas y pupas de quironómidos, que son las presas más abundantes en el bentos de los embalses. Estos resultados corroboran que el barbo tiende a alimentarse de aquellas presas animales más dominantes y de más fácil accesibilidad, disponibles en el medio.

El detrito representa un elemento de elevada constancia en la dieta de esta especie y, en general, en todas las especies de barbos y todos los ecosistemas, tanto en los sistemas lóticos como lénticos (Guillén, 1982; Granado-Lorencio y García-Novo, 1986; Encina y Granado-Lorencio, 1990, 1994, 1997; Magalhaes, 1992, 1993; Encina et al., 1999, 2004). También en la mayoría de estos trabajos se refleja la importante incidencia en la dieta de este género del material vegetal (macrófitas, perifiton o elementos de origen terrestre, como cortezas, hojas o semillas). La posibilidad de explotación de este tipo de materiales permite maximizar la ingesta neta de energía, además de aumentar el valor competitivo frente a otras especies bentófagas del ecosistema, o como fuente de alimento cuando otros recursos tróficos son escasos (como en la temporada invernal).

Por término general, *L. sclateri* se adapta a los recursos disponibles en el medio mostrando una gran flexibilidad en la obtención de los mismos. Además, suele manifestar una segregación estacional durante el ciclo anual en las preferencias de hábitat en relación a la alimentación (Torralva, 1996; Rodríguez-Ruiz et al., 1998). Por otro lado, en el barbo se observan diferencias ontogenéticas en su alimentación, mientras que los juveniles son microcarnívoros, los adultos pasan a ser principalmente ramoneadores (Encina y Granado-Lorencio, 1997).

Respecto a la frecuencia de la actividad alimenticia, determinados autores (Encina, 1991; Encina y Granado-Lorencio, 1991) registraron un patrón bastante sincrónico, es decir, los peces que pertenecían a la misma muestra presentaban un estado similar en cuanto al llenado del tracto digestivo.

Biología de la reproducción

Generalmente se reproduce entre mayo y julio (Rodríguez-Ruiz y Granado-Lorencio, 1992; Herrera y Fernández-Delgado, 1992; Torralva et al., 1997; Soriguer et al., 2000), presentando las hembras un período de maduración gonadal más largo (febrero-mayo) que los machos (marzo-mayo) (Torralva et al., 1997). El ciclo reproductor consta de un período de quiescencia que, en las hembras, abarca el verano y, en los machos, se prolonga hasta el invierno. Éste es seguido de una paulatina reactivación gonadal que, bien puede ser progresiva, bien puede sufrir una leve ralentización durante el invierno. En la primavera ambos sexos sufren un fuerte incremento de los valores del índice gonadosomático, alcanzando el valor máximo (Lucena y Camacho, 1978; Lobón-Cerviá y Fernández-Delgado, 1984; Herrera et al., 1988; Encina, 1991; Herrera y Fernández-Delgado, 1992; Rodríguez-Ruiz, 1992; Torralva, 1996), tras el cual se produce la puesta entre mayo y junio. Rincón et al. (1992) encuentran en el mes de septiembre individuos de barbo, en un río mediterráneo, que acaban de alcanzar el estado juvenil, apoyando la hipótesis de una extensa época reproductora.

Una hembra puede llegar a poner unos 14.000 huevos (Doadrio et al., 1991). En la cuenca del Segura una hembra de 200 mm pone 7.349-7.839 huevos (Torralva, 1996). En otras poblaciones, como la estudiada por Lobón-Cerviá y Fernández-Delgado (1984), se daban valores de 3.000 oocitos para una hembra de la misma talla. Herrera et al. (1988) y Herrera (1991) encuentran valores de 7.000 y 8.000 oocitos, respectivamente.

En un ambiente fluctuante, como son los ríos de la cuenca mediterránea, se puede alcanzar un mayor éxito reproductor a través de puestas múltiples dentro de la estación reproductora. Esta estrategia resuelve el posible conflicto que surge entre el tamaño del huevo, para un tamaño de ovario dado y un volumen de la cavidad limitado, y el número de huevos, para obtener una progenie más numerosa. En la cuenca del Segura, Torralva et al. (1997) observaron que, con anterioridad al máximo desarrollo de la gónada, se diferencia un lote de oocitos opacos que corresponden a la fecundidad máxima potencial de la hembra en ese ciclo reproductor. Éste se puede dividir en uno o dos lotes que alcanzarán el máximo estado de maduración y serán puestos sucesivamente. La existencia de dos períodos de desove ha sido demostrado por varios autores (Herrera et al., 1988; Herrera y Fernández-Delgado, 1992; Torralva et al., 1997; Soriguer et al., 2000).

La talla media de los huevos no disminuye paulatinamente con las sucesivas puestas de una hembra a lo largo de una estación reproductora. Herrera y Fernández-Delgado (1992) no encuentran diferencias en el tamaño medio de los oocitos vitelados entre los dos lotes que ponen las hembras lo que, unido a la ausencia de relación entre el diámetro del oocito y la longitud de la hembra, circunstancia que también se ha observado en la cuenca del Segura (Torralva, 1996), sugiere que el barbo consigue obtener el tamaño de huevo óptimo ante las condiciones ambientales reinantes.

Una vez terminada la puesta definitivamente, los oocitos opacos que no se habían desarrollado hacia el estado vitelado probablemente son reabsorbidos (Herrera y Fernández-Delgado, 1992).

Desde la puesta a la eclosión de los huevos suele transcurrir un período de 10-15 días (Gómez-Caruana y Díaz-Luna, 1991).

Demografía

En general, la proporción de sexos de *L. sclateri* se suele decantar hacia el dominio de los machos durante los primeros años de vida, y de las hembras en edades superiores (Herrera y Fernández-Delgado, 1992; Rodríguez-Ruiz, 1992; Torralva, 1996; Rodríguez-Ruiz et al., 1998), llegando incluso a desaparecer los machos en edades avanzadas (p.e. Rodríguez-Ruiz et al. (1998) no capturan machos con edades superiores a 7+).

En la cuenca del Segura, los individuos de *L. sclateri* maduran tempranamente (Torralva, 1996). Así, los machos alcanzan la madurez sexual a partir de los 60-80 mm (tercer y cuarto año de vida) y las hembras a partir de 130-175 mm (sexto y séptimo año de vida). El desfase observado en la cuenca del Segura también ha sido observado en otras cuencas (Lobón-Cerviá y Fernández-Delgado, 1984; Herrera et al., 1988; Herrera y Fernández-Delgado, 1992), si bien hay poblaciones donde se alcanza antes la maduración sexual (los machos con 2 años y las hembras con 3) (Rodríguez-Ruiz et al., 1998).

Interacciones con otras especies

No hay datos.

Estrategias antidepredatorias

Los huevos son tóxicos para otras especies de peces, lo que les puede servir como defensa ante estos depredadores (Fernández-Delgado et al., 1997).

Depredadores

Forma parte de la dieta tanto de mamíferos como, por ejemplo, la nutria (*Lutra lutra*) (Prenda y Granado-Lorencio, 1996; Ruiz-Olmo y Delibes, 1998; Bartolomé, 2000), de reptiles, como la culebra viperina (*Natrix maura*) (Pleguezuelos y Moreno, 1989), o de aves, como el martín pescador (*Alcedo atthis*) (Martí y Sánchez, 1997) y el Águila pescadora (*Pandion haliaetus*) (Gil Sánchez, 1995).

La introducción de especies exóticas ictiófagas, como *Sander lucioperca*, *Micropterus salmoides* (Figura 1), *Esox lucius*, y diversas especies de ciprínidos, entre otros, en gran parte de los ríos donde la especie está presente es una de las principales amenazas y una de las principales causas del declive de esta especie. Así, el efecto directo que las especies introducidas de carácter ictiófago presentan sobre la especie y/o especies semejantes está constatado en varios estudios (Rincón et al., 1990; Nicola et al., 1996). La presencia de estas especies ictiófagas altera considerablemente la dinámica de las poblaciones de *L. sclateri* (Bravo et al., 2001).



Figura 1. Detalle de la cavidad bucal de un ejemplar de *Micropterus salmoides* donde se puede observar la aleta caudal de un ejemplar de *L. sclateri* (foto izquierda) a punto de ser digerido (foto derecha) en la cuenca del Segura. © Asunción Andreu Soler.

Prenda y Granado-Lorencio (1992) han realizado análisis biométricos para estimar el tamaño y peso a partir de fragmentos de huesos hallados en excrementos de nutria.

Parásitos y patógenos

Se ha citado el copépodo *Lernaea cyprinacea* en individuos de la cuenca del Guadiana (Pérez-Bote, 2000).

Actividad

Presenta hábitos crepusculares y nocturnos. Durante las horas de máxima insolación permanecen escondidos en sus refugios y únicamente se mueven si son atraídos por algún tipo de alimento. Normalmente frecuentan las aguas profundas y permanecen en el fondo dedicados a la búsqueda de alimento, valiéndose de sus barbillones como órganos exploratorios y de su “rostro” como ariete para remover las piedras y demás objetos sumergidos. No obstante, se acercan con frecuencia a la superficie para atrapar cualquier presa u objeto flotante, produciendo al abrir la boca un ruido característico parecido a un “castañetazo” (Lozano-Rey, 1935).

Dominio vital

La calidad del hábitat afecta al tamaño del dominio vital. En un estudio realizado en la cabecera del río Guadalete (Cádiz), se comprobó que el tamaño del dominio vital era menor (media = 559,5 m²; rango = 384 – 734; n = 2) en zonas de mayor pendiente, menor anchura y mayor velocidad de la corriente, concentración de pigmentos fitobentónicos y transparencia del agua, que en zonas de menor pendiente, mayor anchura, menor velocidad, menor concentración de pigmentos y menor transparencia del agua (media = 1.752 m²; rango = 1.060 – 1976; n = 6) (Prenda y Granado-Lorencio, 1994).

Movimientos

Es una especie potamodroma. En la época prereproductiva realizan migraciones río arriba en busca de frezaderos adecuados, en zonas someras, con cierta corriente y fondo de grava, donde realizar la puesta (Rodríguez-Ruiz y Granado-Lorencio, 1992; Rodríguez-Ruiz et al., 1998). Rodríguez-Ruiz y Granado-Lorencio (1992) observaron que, en el río Guadalete, esta migración comienza a principios de abril y continúa hasta finales de mayo.

Comportamiento social

Es una especie de hábitos gregarios. Generalmente, los juveniles de *L. sclateri* forman cardúmenes, mientras que los adultos se vuelven más solitarios, salvo en el período reproductor (Gómez-Caruana y Díaz-Luna, 1991), donde se suelen presentar grupos de una hembra junto a 8-10 machos (Granado-Lorencio, 2001). En los ríos del sureste español es, generalmente, la especie dominante. En muchos ríos y arroyos mediterráneos, en la temporada estival el flujo cesa y los arroyos quedan reducidos a pequeñas pozas aisladas donde los peces quedan concentrados. En estas situaciones la densidad de peces incrementa y la competición por el espacio y el alimento pueden ser muy importantes. Asociados con estos cambios en las condiciones ambientales, pueden ocurrir cambios básicos en los atributos biológicos de los peces, como el presentar un estado de condición inferior (Oliva-Paterna et al., 2003a, 2003b).

Bibliografía

- Almaça, C. (1972). Sur la systématique des barbeaux (genre et sous-genre Barbus) de la Péninsule Ibérique et de l’Afrique du Nord. *Arq. Mus. Bocage*, 3: 319-330.
- Almaça, C. (1976). La spéciation chez les Cyprinidés de la Péninsule Ibérique. *Rev. Trav. Inst. Pêches Marit.*, 40: 399-411.
- Almaça, C. (1978). Spéciation et subspeciación chez les Cyprinidae ibériques et nord-africaines. *Bulletin Office National des Pêches de Tunisie*, 2: 23-30.
- Andreu-Soler, A., Oliva-Paterna, F.J., Torralva, M. (2006). A review of length-weight relationships of fish from the Segura River basin (SE Iberian Peninsula). *Journal of Applied Ichthyology*, 22 (4): 295-296.

Andreu-Soler, A., Oliva-Paterna, F.J., Verdiell, D., Torralva, M. (2004). Primeras citas de *Alburnus alburnus* (Linnaeus, 1758) y *Tinca tinca* (Linnaeus, 1758) (Actinopterygii, Cyprinidae) en la cuenca del río Segura (Murcia, sudeste de la Península Ibérica). *Anales de Biología*, 26: 222-224.

Andreu-Soler, A., Oliva-Paterna, F. J., Verdiell-Cubedo, D., Egea-Serrano, A., Ruiz-Navarro, A., Torralva, M. (2006). Peces continentales de la Región de Murcia (SE Península Ibérica): inventario y distribución. *Zoologica Baetica*, 17: 11-31.

Anónimo (1952). *Las colecciones de peces de la sección de biología de las aguas continentales*. IX. Instituto Forestal de Investigaciones y Experiencias. Núm. 63. 136 pp.

Bartolomé, M. A. (2000). Alimentación de la nutria en el río Bergantes (Castellón). *Dugastella*, 1: 39-42.

Blanco, J. C., González, J. L. (1992). *Libro Rojo de los Vertebrados de España*. ICONA, Madrid.

Bravo, R., Soriguer, M. C., Villar, N., Hernando, J. A. (2001). The dynamics of fish populations in the Palancar stream, a small tributary of the river Guadalquivir, Spain. *Acta Oecologica*, 22: 9-20.

Callejas, C., Ochando, M. D. (2000). Recent radiation of Iberian barbel fish (Teleostei, Cyprinidae) inferred from cytochrome b genes. *Journal of Heredity*, 91 (4): 283-288.

Callejas, C., Ochando, M. D. (2001). Molecular identification (RAPD) of the eight species of the genus *Barbus* (Cyprinidae) in the Iberian Peninsula. *J. Fish Biol.*, 59: 1589-1599.

Castelló, V. (1981). Relación longitud-peso y condición del Barbo de Sclater (*Barbus barbus sclateri* G.), en el río Guadiato, Córdoba, España. *Doñana, Acta Vertebrata*, 8: 5-13.

De Buen, F. (1930). Notas sobre la fauna ictiológica de nuestras aguas dulces. *Publicaciones del Instituto Español de Oceanografía. Notas y Resúmenes*, Serie II, Número 46. 62 pp.

De Buen, F. (1935). Fauna ictiológica. Catálogo de los peces ibéricos: de la planicie continental, aguas dulces, pelágicas y de los abismos próximos. *Notas Res. Inst. Esp. Oceanografía*, Ser. 2, 88: 1-89.

Doadrio, I. (1984). *Relaciones filogenéticas y biogeográficas de los barbos (Barbus; Cyprinidae) de la Península Ibérica y aportes cronológicos y biogeográficos a su ictiofauna continental*. Tesis Doctoral. Universidad Complutense de Madrid.

Doadrio, I. (1990). Phylogenetic relationships and classification of western palaeartic species of the genus *Barbus* (Osteichthyes, Cyprinidae). *Aquat. Living Resour.*, 3: 265-282.

Doadrio, I. (1994). Freshwater fish fauna of North Africa and its biogeography. *Ann. Mus. R. Afr. Centr. Zool.*, 275: 21-34.

Doadrio, I. (2002). *Atlas y Libro Rojo de los Peces Continentales de España*. CSIC y Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.

Doadrio, I., Carmona, J. A., Machordom, A. (2002). Haplotype diversity and phylogenetic relationships among the iberian barbels (*Barbus*, Cyprinidae) reveal two evolutionary lineage. *The Amer. Genet. Assoc.*, 93: 140-147.

Doadrio, I., Elvira, B., Bernat, Y. (1991). *Peces continentales españoles. Inventario y clasificación de zonas fluviales*. ICONA, Madrid.

Doadrio, I., Garzón, P., Alvarez, J., Barrachina, P. (1987). La distribución del *Barbus bocagei* Steindachner, 1865 (Ostariophysi, Cyprinidae) en la Península Ibérica. *Doñana, Acta Vertebrata*, 14: 125-131.

Elvira, B. (1990). Iberian endemic freshwater fishes and their conservation status in Spain. *J. Fish Biol.*, 37 (A): 231-232.

- Elvira, B. (1998). El declive de los peces fluviales en España. *Ecosistemas*, 22: 66-71.
- Encina, L. (1986). *Diferenciación merística y biométrica en el género Barbus: Estructura del aparato mandibular y segregación trófica*. Tesis de Licenciatura. Universidad de Sevilla.
- Encina, L. (1991). *Ecología trófica y dinámica energética de la comunidad íctica del río Guadalete*. Tesis Doctoral. Universidad de Sevilla.
- Encina, L., Castaño, V., García, B., Gil, M. (1999). Ecología trófica del barbo (*Barbus sclateri*) en cuatro embalses del sur de España. *Limnetica*, 17: 95-105.
- Encina, L., Granado-Lorencio, C. (1988). Multivariate analysis of some morphometric characters in the genus *Barbus* (Pisces, Cyprinidae). *Folia Zool.*, 37 (3): 273-288.
- Encina, L., Granado-Lorencio, C. (1989). A quantitative comparison of the jaw apparatus in three species of *Barbus* (Cyprinidae, Teleostei). *J. Anim. Morphol. Physiol.*, 36 (1): 9-30.
- Encina, L., Granado-Lorencio, C. (1990). Morfoecología trófica en el género *Barbus* (Pisces, Cyprinidae). *Limnetica*, 6: 35-46.
- Encina, L., Granado-Lorencio, C. (1991). Diet and diel feeding chronology of three iberian fish species. *Ecol. Internat. Bull.*, 19: 43-64.
- Encina, L., Granado-Lorencio, C. (1994). Gut evacuation in barbel (*Barbus sclateri* G., 1868) and nase (*Chondrostoma willkommii* S., 1866). *Ecol. Fresh. Fish*, 3: 159-166.
- Encina, L., Granado-Lorencio, C. (1997). Seasonal changes in condition, nutrition, gonad maturation and energy content in barbel, *Barbus sclateri*, inhabiting in a fluctuating river. *Env. Biol. Fish.*, 50: 75-84.
- Encina, L., Rodríguez-Ruiz, A., Granado-Lorencio, C. (2004). Trophic habits of the fish assemblage in an artificial freshwater ecosystem: the Joaquín Costa reservoir, Spain. *Folia Zool.*, 53 (4): 437-449.
- Eschmeyer, W. N., Fricke, R. (Eds.) (2011). *Catalog of Fishes electronic version* (14 July 2011). <http://research.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/fishcatmain.asp>
- Escot, C., Granado-Lorencio, C. (1998). Morphology of the otoliths of *Barbus sclateri* (Pisces: Cyprinidae). *Journal of Zoology*, 246 (1): 89-94.
- Escot, C., Granado-Lorencio, C. (1999). Comparison of four methods of back-calculating growth using otoliths of a European barbel, *Barbus sclateri* (Gunther) (Pisces: Cyprinidae). *Marine and Freshwater Research*, 50 (1): 83-88.
- Escot, C., Granado-Lorencio, C. (2001). Validation of the otoliths for age determination in *Barbus sclateri* (Gunth.). *Ecology of Freshwater Fish*, 10 (2): 122-126.
- Fernández Haeger, J., Hernando Casal, J. A., Torres Esquivias, J. A. (1980). La laguna de Zóñar. (Córdoba). *Boletín de la Estación Central de Ecología*, 9 (17): 27-31.
- Fernández-Delgado, C., Prenda, J., Sánchez, F., Bellido, M., Torralva, M., Gutiérrez, J. C., Oliva, F. J., Garcel, J. M., Arenas, M. P. (1997). *Manual del pescador en Andalucía*. EGMASA, Córdoba.
- Freyhof, J., Kottelat, M. (2011). *Luciobarbus sclateri*. En: *IUCN Red List of Threatened Species*. Version 2011.1. <www.iucnredlist.org>.
- Gante, H., Micael, J., Oliva-Paterna, F. J., Doadrio, I., Dowling, T. E., Alves, M. J. (2009). Diversification within glacial refugia: tempo and mode of evolution of the polytypic fish *Barbus sclateri*. *Molecular Ecology*, 18 (15): 3240-3255.
- García de Jalón, D., González del Tánago, M., Casado, C. (1992). Ecology of regulated streams in Spain: an overview. *Limnetica*, 8: 161-166.

García de Jalón, D., Torralva, M., Lurueña, J., Andreu-Soler, A., Martínez, F., Oliva-Paterna, F. J., Alonso, C. (1999). *Plan de Gestión Piscícola de la Región de Murcia*. Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente, Murcia.

García-Berthou, E., Moreno-Amich, R. (2000). Introduction of exotic fish into a Mediterranean lake over a 90-year period. *Arch. Hydrobiol.*, 149: 271-284.

Geraldes, A. M., Coelho, M. M., Collares-Pereira, M. J. (1993). Régime alimentaire et croissance du barbeau ibérique, *Barbus bocagei* (Steind., 1865) dans la Rivière Sorraia (Portugal). *Cah. Ethol.*, 13 (2): 179-180.

Gil Sánchez, J. M. (1995). Alimentación y selección de presa por el águila pescadora (*Pandion haliaetus*) en el embalse del Cubillas (S.E. de España). *Ardeola*, 42 (2): 133-138.

Gómez-Caruana, F., Díaz-Luna, J. L. (1991). *Guía de los peces continentales de la Península Ibérica*. Acción Divulgativa, S.L., Madrid.

Granado-Lorencio, C. (1983). *Ecología de la comunidad íctica del embalse de Arrocampo (cuenca del río Tajo, Cáceres)*. Tesis Doctoral. Universidad de Sevilla.

Granado-Lorencio, C. (2001). *Barbus sclateri* Günther, 1868. Pp. 24. En: Franco-Ruiz, A., Rodríguez de los Santos, M. (Coords.). *Libro Rojo de los Vertebrados Amenazados de Andalucía*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía.

Granado-Lorencio, C., García-Novo, F. (1981). Cambios ictiológicos durante las primeras etapas de la sucesión en el embalse de Arrocampo (cuenca del Tajo, Cáceres). *Bol. Inst. Esp. Oceanog.*, 6 (3): 224-243.

Granado-Lorencio, C., García-Novo, F. (1986). Feeding habits of the fish community in a eutrophic reservoir in Spain. *Ekol. Pol.*, 34: 95-110.

Guillén, E. (1982). *Estudio ecológico de la ictiofauna del embalse de Torrejón (río Tajo, Parque Natural de Monfragüe, Cáceres)*. Tesis de Licenciatura. Universidad de Sevilla.

Gunther, A. (1868). *Catalogue of the fishes in the British Museum*. Vol. 7. London. 512 pp.

Herrera, M. (1991). *Estrategias en los ciclos de vida de una comunidad de ciprínidos en un arroyo de primer orden de la cuenca del río Guadalquivir*. Tesis Doctoral. Universidad de Córdoba.

Herrera, M., Fernández-Delgado, C. (1992). The life-history of *Barbus bocagei sclateri* (Günther, 1868) in a tributary stream of the Guadalquivir river basin, southern Spain. *Ecol. Fresh. Fish.*, 1: 42-51.

Herrera, M., Hernando, J. A., Fernández-Delgado, C., Bellido, M. (1988). Age, growth and reproduction of the barbel, *Barbus sclateri* (Günther, 1868), in a first-order stream in southern Spain. *J. Fish Biol.*, 33: 371-381.

ICONA. (1986). *Lista Roja de los Vertebrados de España*. Publicaciones del Ministerio de Agricultura, Madrid.

Kottelat, M., Freyhof, J. (2008). *Handbook of European Freshwater Fishes*. Kottelat, Cornol, and Freyhof, Berlin. Publications Kottelat.

Lobón-Cerviá, J., De Diego, A. (1988). Feeding strategy of the barbel (*Barbus bocagei* Steind.) with relation to benthos composition. *Arch. Hydrobiol.*, 114 (1): 83-95.

Lobón-Cerviá, J., Fernández-Delgado, C. (1984). On the biology of the barbel (*Barbus barbus bocagei*) in the Jarama river. *Folia Zool.*, 33 (4): 371-384.

Lozano Rey, L. (1935). *Los peces fluviales de España*. Academia de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales. Madrid. 390 pp.

- Lucena, J. (1984). Étude comparative entre les peuplements de Barbeaux des barrages de Bermejales et Cubillas (Granada, Espagne). *Vie Milieu*, 34 (2/3): 105-108.
- Lucena, J., Blasco, M., Camacho, I. (1979). Estudio del crecimiento en peso y longitud del *Barbus barbus sclateri* Gthr. del embalse de Cubillas. *Boletín de la real Sociedad Española de Historia Natural*, Sección Biológica, 77 (3-4): 479-488.
- Lucena, J., Camacho, I. (1979). Variaciones estacionales de algunos parámetros biológicos en el barbo sclater (*Barbus barbus sclateri* Gunther). *Boletín de la real Sociedad Española de Historia Natural*, Sección Biológica, 76 (3-4): 243-251.
- Lucena, J., Fuentes, M. C., Rodríguez Muñoz, J. M. (1983). Etude somatometrique de la composition corporelle du barbeau (*B. barbus sclateri* Gthr.) Barrage de la Conception (Malaga). *Vie et Milieu*, 33 (1): 17-24.
- Lucena, J., Zamora, S., Camacho, I. (1977-1978). Variaciones estacionales en la composición corporal del barbo de Sclater (*Barbus barbus sclateri* (Gunther) del embalse del Cubillas. *Cuadernos de Ciencias Biológicas Universidad de Granada*, 6-7: 13-24.
- Machordom A., Doadrio, I. (2001). Evolutionary history and speciation models in the cyprinid genus *Barbus*. *Proc. R. Soc. Lond. B*, 268: 1297-1306.
- Machordom, A., Doadrio, I., Berrebi, P. (1995). Phylogeny and evolution of the genus *Barbus* in the Iberian Peninsula as revealed by allozyme electrophoresis. *J. Fish Biol.*, 47: 237-247.
- Magalhaes, M. F. (1992). Feeding ecology of the Iberian Cyprinid *Barbus bocagei* Steindachner, 1865 in a lowland river. *J. Fish Biol.*, 40: 123-133.
- Magalhaes, M. F. (1993). Feeding of an iberian stream cyprinid assemblage: seasonality of resource use in a highly variable environment. *Oecologia*, 96: 253-260.
- Martí, R., Sánchez, A. (1997). Martín pescador. Pp. 284-285. En: Purroy, F. J. (Coord.). *Atlas de las aves de España*. Lynx Edicions, Barcelona.
- Mas, J. (1986). La ictiofauna continental de la cuenca del río Segura. Evolución histórica y estado actual. *Anales de Biología*, 8: 3-17.
- Miñano, P. A., Oliva-Paterna, F. J., Andreu-Soler, A., García-Mellado, A., García-Rodríguez, J., García de Jalón, D., Torralva, M. (2003). Recursos piscícolas en los embalses de la Región de Murcia (SE de España). *Bol. R. Soc. Esp. Hist. Nat. (Sec. Biol.)*, 98 (1-4): 103-113.
- Miñano, P. A., Oliva-Paterna, F. J., Fernández-Delgado, C., Torralva, M. (2000). Age and growth of *Barbus graellsii* Steindachner, 1866 and *Chondrostoma miegii* Steindachner, 1866 (Pisces, Cyprinidae) in the Cinca river (Ebro river basin, NE Spain). *Miscel. Zool.*, 23: 9-19.
- Miñano, P. A., Oliva-Paterna, F. J., Torralva, M. (2002). Primera cita de *Sander lucioperca* (L.) (Actinopterygii, Percidae) en la cuenca del río Segura, SE de España. *Anales de Biología*, 24: 77-79.
- Miranda, R., Escala, M. C. (2000). Morphological and biometric comparison of the scales of the barbels (*Barbus* Cuvier) of Spain. *J. Morphol.*, 245: 196-205.
- Miranda, R., Escala, M. C. (2003). Morphological and biometric revision of the cleithra, opercular and pharyngeal bones of Iberian Teleosts belonging to the genus *Barbus* (Pisces, Cyprinidae). *European J. Morphol.*, 41: 175-183.
- Morán-López, R., Perez-Bote, J. L., Da Silva Rubio, E., Corbacho Amado, C. (2005). Summer habitat relationships of barbels in south-west Spain. *Journal of Fish Biology*, 67 (1): 66-82.
- Nicola, G. G., Almodóvar, A., Elvira, B. (1996). The diet of introduced largemouth bass, *Micropterus salmoides*, in the Natural Park of the Ruidera lakes, Central Spain. *Polskie Archiwum Hydrobiologii*, 43 (2): 179-184.

- Oliva-Paterna, F. J., Vila-Gispert, A., Torralva, M. (2003a). Condition of *Barbus sclateri* from semiarid aquatic systems: effects of habitat quality disturbances. *J. Fish. Biol.*, 63: 1-11.
- Oliva-Paterna, F. J., Miñano, P. A., Torralva, M. (2003b). Habitat quality affects the condition of *Barbus sclateri* in Mediterranean semi-arid streams. *Env. Biol. Fish.*, 67 (3): 699-709.
- Oliva-Paterna, F., Andreu, A., Torralva, M. (2003c). Water quality affects the condition of *Barbus sclateri* Guenther, 1868 (Pisces, Cyprinidae) in semi-arid reservoirs from the Iberian Peninsula. *Anales de Biología*, 25: 3-11.
- Oliva-Paterna, F.J., Andreu-Soler, A., Verdiell, D., Torralva, M. (2005). First occurrence of *Lepomis gibbosus* (L., 1758) in the Segura river basin (SE, Spain). *Limnetica*, 24 (3-4): 199-202.
- Oliva-Paterna, F. J., Andreu-Soler, A., Verdiell, D., Torralva, M. (2005). First occurrence of *Lepomis gibbosus* (L., 1758) in the Segura river basin (SE, Spain). *Limnetica*, 24 (3-4): 199-202.
- Pérez-Bote, J. L. (2000). Occurrence of *Lernaea cyprinacea* (Copepoda) on three native cyprinids in the River Guadiana (SW Iberian Peninsula). *Research and Reviews in Parasitology*, 60 (3-4): 135-136.
- Pires, A. M., Da Costa, L. M., Alves, M. J., Coelho, M. M. (2004). Fish assemblage structure across the Arade basin (southern Portugal). *Cybium*, 28 (4): 357-365.
- Pleguezuelos, J. M., Moreno, M. (1989). Alimentación primaveral de *Natrix maura* (Linné, 1758) (Ophidia, Colubridae) en el SE. de la Península Ibérica. *Rev. Esp. Herpetol.*, 3: 221-236.
- Prenda, J., Granado-Lorencio, C. (1992). Biometric analysis of some cyprinid bones of prey fishes to estimate the original lengths and weights. *Folia Zoologica*, 41 (2): 175-185.
- Prenda, J., Granado-Lorencio, C. (1994). Estimaciones de espacio vital y calidad del hábitat a lo largo del invierno en tres especies de peces (Cyprinidae) de un río de régimen mediterráneo. *Doñana, Acta Vertebrata*, 21: 61-77.
- Prenda, J., Granado-Lorencio, C. (1996). The relative influence of riparian habitat structure and fish availability on otter *Lutra lutra* L. sprainting activity in a small mediterranean catchment. *Biological Conservation*, 76: 9-15.
- Rincón, P. A., Barrachina, P., Bernat, Y. (1992). Microhabitat use by 0+ juvenile cyprinids during summer in mediterranean river. *Arch. Hydrobiol.*, 125 (3): 323-337.
- Rincón, P. A., Velasco, J. C., González, N., Pollo, C. (1990). Fish assemblages in small streams in western Spain: the influence of an introduced predator. *Archiv für Hydrobiologie*, 118 (1): 81-91.
- Rodríguez-Ruiz, A. (1992). *Relación entre la comunidad íctica y la estructura del hábitat en un río de régimen mediterráneo*. Tesis Doctoral. Universidad de Sevilla.
- Rodríguez-Ruiz, A., Encina, L., Granado-Lorencio, C. (1998). Estrategias de vida de las especies ícticas en un río de ambiente fluctuante en el sur de España: una visión holística. *Bol. Soc. Biol. Concepción*, 69: 175-189.
- Rodríguez-Ruiz, A., Granado-Lorencio, C. (1992). Spawning period and migration of three species of cyprinid in a stream with mediterranean regimen (SW Spain). *J. Fish Biol.*, 41: 545-556.
- Ruiz-Olmo, J., Delibes, M. (1998). *La nutria en España ante el horizonte del año 2000*. SECEM, Málaga.
- Soriguer, M. C., Bravo, R., Vallespín, C., Gómez-Cama, C., Hernando, J. A. (2000). Reproductive strategies of two species of cyprinids in a stream with Mediterranean regimen (SW Spain). *Arch. Hydrobiol.*, 148: 119-134.

Torralva, M. (1996). *Biología de Barbus sclateri Günther, 1868 (Pisces, Cyprinidae) en dos cursos de agua con distinto grado de regulación en la cuenca del río Segura (S. E. de España)*. Tesis Doctoral. Universidad de Murcia.

Torralva, M., Andreu-Soler, A., Oliva-Paterna, F.J. (2003). *Barbus sclateri* Günther, 1868. Pp. Anexos. En: Robledano-Aymerich, F.J., Calvo-Sendín, F., Hernández-Gil, V. (Coords.). *Libro Rojo de los Vertebrados de la Región de Murcia y Catálogo Regional de los Vertebrados Amenazados*. Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente, Murcia.

Torralva, M., Oliva-Paterna, F. J. (1997). Primera cita de *Chondrostoma polylepis* Steindachner, 1865 (Ostariophysi, Cyprinidae) en la cuenca del río Segura, S.E. de España. *Limnetica*, 13 (1): 1-3.

Torralva, M., Oliva-Paterna, F. J. (2003). El recurso íctico de las aguas continentales de la Región de Murcia. Pp. 152-158. En: Esteve, M. A., Lloréns, M., Martínez, C. (Eds.). *Recursos naturales de la Región de Murcia: un análisis interdisciplinar*. Servicio de Publicaciones de la Universidad de Murcia, Murcia.

Torralva, M., Puig, M. A., Fernández-Delgado, C. (1997). Effect of river regulation on the life-history patterns of the *Barbus sclateri* in the Segura river basin (south-east Spain). *J. Fish. Biol.*, 51: 300-311.

Tsigenopoulos, C. S., Berrebi, P. (2000). Molecular phylogeny of north mediterranean freshwater barbs (genus *Barbus*: Cyprinidae) inferred from cytochrome b sequences: biogeographic and systematic implications. *Mol. Phylogenet. Evol.*, 14: 165-179.

Vélez de Medrano Sanz, L. (1947). Dos notas sobre ictiología fluvial española. Localidades de *Barbus barbus bocagei* Steind., y *Barbus comiza* Steind. Fórmula dentaria de los barbos. *Biología de las aguas continentales V*. Número 36. Instituto Forestal de Investigaciones y Experiencias. Madrid.

Vila-Gispert, A., Moreno-Amich, L. (2001). Mass-length relationship of Mediterranean barbel as an indicator of environmental status in South-west European stream ecosystems. *J. Fish Biol.*, 59: 824-832.

Vila-Gispert, A., Zamora, L., Moreno-Amich, L. (2000). Use of the condition of Mediterranean barbel (*Barbus meridionalis*) to assess habitat quality in stream ecosystems. *Arch. Hydrobiol.*, 148: 135-145.

Revisiones: 23-11-2006; 6-03-2009; 4-08-2011