

## **Alburno – *Alburnus alburnus* (Linnaeus, 1758)**

**Dani Latorre**

GRECO, Instituto de Ecología Acuática, Universidad de Girona, 17003 Girona

**David Almeida**

Departamento de Ciencias Médicas Básicas, Facultad de Medicina, Universidad San Pablo-CEU, Campus de Montepríncipe, 28925 Alcorcón, Madrid

Versión 2-07-2019



## Descripción

El alburno presenta un cuerpo alargado, fusiforme y ligeramente comprimido lateralmente. El pedúnculo caudal es largo y estrecho, con la aleta anal alargada en su base (numerosos radios). La boca es súpera y presenta un labio inferior prominente. El origen de la aleta anal se encuentra ligeramente por delante de la vertical que pasa por el final de la aleta dorsal. Línea lateral: 45–50 escamas. Filas de escamas sobre la línea lateral: 7–9. Filas de escamas bajo la línea lateral: 3–4. Espinas en la aleta dorsal: 2–4. Radios blandos en la aleta dorsal: 7–9. Espinas en la aleta torácica: 1. Radios blandos en la aleta torácica: 14–18. Espinas en la aleta pélvica: 2. Radios blandos en la aleta pélvica: 7–8. Espinas en la aleta anal: 3. Radios blandos en la aleta anal: 14–20. Radios en la aleta caudal: 19. Vértebras: 41–44. Branquiaspinas: 16–22. El color es plateado, con el dorso de tonalidades verdosas (Kottelat y Freyhof, 2007).

## Tamaño

El tamaño y la masa corporal máxima para el alburno son de 250 mm (longitud total, LT) y 60 g, respectivamente. El tamaño promedio es de 150 mm LT (Billard, 1997). En ríos del noreste de la Península Ibérica (en condiciones típicas de clima mediterráneo), los alburnos alcanzaron un máximo de 144 mm LT (Masó et al., 2016) y en ríos ibéricos de largo recorrido (e.g. Ebro, Tajo, Guadiana, Guadalquivir y Segura), con unas condiciones ambientales más estables (i.e. elevada regulación del caudal), mostraron un máximo de 199 mm LT (Latorre et al., 2018). El máximo tamaño registrado en la Península Ibérica fue de 243 mm LT en una localidad próxima al embalse de Montijo (río Guadiana) (Pérez-Bote et al., 2004).

## Dimorfismo sexual

El alburno no presenta dimorfismo sexual marcado. Interesova y Chakimov (2015) revelaron diferencias significativas respecto al tamaño de las aletas en la población de un río siberiano. En concreto, los machos presentaban la base de la aleta anal más grande y sus radios más largos.

## Variación geográfica

Erdoğan y Koç (2017) demostraron que la relación longitud-peso y el periodo reproductivo del alburno variaba en función de su distribución geográfica. En la Península Ibérica, el alburno ha mostrado una gran variabilidad poblacional en relación con su alimentación, crecimiento, condición somática y reproducción a escala regional (Masó et al., 2016; Amat-Trigo et al., 2019). Esta especie también ha revelado gran variabilidad en estos rasgos biológicos cuando se han comparado poblaciones introducidas en los principales ríos ibéricos de largo recorrido (Latorre et al., 2018). El tipo de hábitat es otro factor que influye en las características poblacionales de esta especie en condiciones mediterráneas. En concreto, el estudio de Almeida et al. (2014) mostró diferencias en el tamaño, masa corporal y rasgos reproductivos entre dos poblaciones de alburno introducidas en un ambiente fluvial (río Gévora) y en un embalse (Sierra Brava) extremeños. En un estudio realizado a lo largo del eje longitudinal de una cuenca ibérica (río Segura), las poblaciones de alburno también mostraron diferencias en el tamaño máximo, la condición somática y el crecimiento en relación a las características del hábitat y del caudal, aunque éstas podrían deberse, en parte, a los diferentes tiempos de residencia de las poblaciones en los diferentes tramos del río (Amat-Trigo et al., 2019). Todos estos resultados indican una amplia variabilidad fenotípica, lo que confiere al alburno una elevada capacidad de adaptación a nuevos ambientes fuera de su área de distribución nativa.

Diversos estudios han comparado las morfologías de otras especies del género *Alburnus*, mostrando diferencias entre distintas poblaciones relacionadas con factores ambientales como el caudal, la disponibilidad de alimento, la calidad del agua y su temperatura (Mohaddasi et al., 2014; Jalili et al., 2015; Keyvany et al., 2016), lo cual vuelve a indicar que este género puede desplegar una amplia variabilidad fenotípica en respuesta a las condiciones ambientales de cada tipo de hábitat.

## Hábitat

El alburno se puede encontrar en agua dulce y salobre (salinidades: 8–10 ‰) (Linden et al., 1979). Es una especie limnófila y bento-pelágica. Rango de temperatura: 10–20 °C. Esta especie es capaz de aclimatarse a temperaturas de 38–40 °C si el aumento de temperatura se da de forma gradual (Horoszewics, 1973). El pH suele estar en torno a 7. Habita aguas abiertas de medios lénticos (e.g. lagos, embalses) y lóticos (i.e. ríos) de tamaño mediano-grande. También se ha adaptado a pequeños cursos ibéricos, siempre que la regulación del caudal permita mantener un flujo de agua permanente todo el año (e.g. Almeida et al., 2014). Los juveniles de pequeño tamaño son litorales en ríos y lagos, prefiriendo áreas con vegetación (Haberlehner, 1988). A medida que crecen, abandonan la orilla y ocupan zonas más pelágicas. Este pez es altamente tolerante a la contaminación de las aguas (Linden et al., 1979), pudiendo vivir en lagos eutrofizados (Vinni et al., 2000), aunque no tolera aguas poco oxigenadas (Willemsen, 1980). Se ha relacionado el establecimiento del alburno en ríos ibéricos con un proceso de sustitución de hábitats lóticos por otros más lénticos, ya sea debido a la regulación de los cursos fluviales o a la reducción de sus caudales (Vinyoles et al., 2007).

## Abundancia

El alburno es muy abundante en ríos grandes y lagos europeos, en los cuales utiliza diferentes tipos de hábitats (Vøllestad, 1985; Bíró y Muskó, 1995). En la Península Ibérica, esta especie se encuentra en expansión (Vinyoles et al., 2007). En la cuenca del Guadalquivir, se encontró alburno de manera muy abundante en el embalse de San Rafael de Navallana (Fernández-Delgado et al., 2014). También aparece con altas densidades en ríos y embalses de las cuencas internas de Cataluña, concretamente en los ríos Ter, Fluvià, Foix y Muga (Masó et al., 2016), así como en las cuencas de los principales ríos ibéricos (Ebro, Tajo, Guadiana, Guadalquivir y Segura) (Latorre et al., 2018). En la cuenca del río Segura, las poblaciones de alburno alcanzaron altas densidades en un periodo de cinco años (Amat-Trigo et al., 2019). Los juveniles fueron muy abundantes en las zonas litorales del embalse de Boadella-Darnius durante los meses de verano (D. Latorre, observ. pers.). En un estudio realizado en el embalse de la Peña (cuenca del río Ebro, Huesca), el alburno fue la especie más abundante (CHE, 2014).

## Estatus de conservación

IUCN Red List: Preocupación Menor (Freyhof y Kottelat, 2008). CITES: No Evaluado. Poca importancia comercial. Introducido como pez “pasto” para la pesca deportiva. Uso como cebo para peces piscívoros.

## Amenazas

El alburno representa una amenaza para las especies autóctonas ibéricas (Almeida et al., 2013). Este pez invasor muestra una gran capacidad adaptativa a diferentes tipologías de ambientes, un amplio rango de alimentación y una elevada tasa reproductiva en la Península Ibérica (Almeida et al., 2014; Masó et al., 2016; Latorre et al., 2018). Todo esto convierte al alburno en una amenaza específicamente para algunos ciprínidos autóctonos tales como la madrilla (*Parachondrostoma miegii*) y la madrija (*Parachondrostoma turiense*), ya que puede competir con éstas por los recursos naturales (e.g. alimento y hábitat).

El alburno puede hibridar fácilmente con otros ciprínidos (Blachuta y Witkowski, 1984; Crivelli y Dupont, 1987), lo que representa una amenaza para las especies endémicas de la Península Ibérica. En concreto, existen híbridos con especies del género *Leuciscus* en Europa (Wheeler, 1978) y con endemismos ibéricos del género *Squalius* (Almodóvar et al., 2012). Más graves son las hibridaciones con la bermejuela (*Achondrostoma arcasii*), incluida en el Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial, y el jarabugo (*Anaecypris hispanica*), que se encuentra incluido en la categoría ‘En Peligro de Extinción’ dentro del Catálogo Español de Especies Amenazadas (RD 139/2011).

Otras amenazas consisten en la depredación, habiéndose observado al alburno capturando otros ciprínidos más pequeños; la alteración del hábitat, provocando aumentos en la

producción de algas y su consecuente turbidez, debido a su depredación sobre el zooplancton; y es un transmisor potencial de parásitos a otros ciprínidos autóctonos (D. Almeida, observ. pers.).

### Medidas de conservación

El alburno está incluido en el Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras (RD 630/2013), donde se prohíbe su introducción en el medio natural, posesión, transporte, tráfico y comercio, y donde se establece el contenido de las estrategias de gestión, control y posible erradicación.

### Distribución geográfica

El alburno es originario de Europa central, se distribuye desde la vertiente norte de los Pirineos hasta los Urales (Bogutskaya, 1997), exceptuando Italia, España, Grecia y Yugoslavia (Welcomme, 1988). En Grecia y las penínsulas Itálica y Balcánica es reemplazado por un grupo de especies muy emparentadas filogenéticamente (Doadrio, 2002). El alburno es una especie pequeña que habita lagos templados y arroyos de flujo lento. En su área de distribución natural es de poco interés para la pesca comercial o deportiva (Welcomme, 1988). Se prevé que el rango geográfico de esta especie aumentará debido al cambio climático (Lehtonen, 1996).

La primera cita de alburno en un río de la Península Ibérica fue en junio de 1992 en el Noguera-Ribagorzana, un afluente del río Ebro (Vinyoles et al., 2007). Cuatro años más tarde, se encontró en cinco afluentes más de esta cuenca: el Cinca, el Guadalupe, el Jalón, el Matarraña y el Segre (CHE, 1997). En las cuencas de los Pirineos orientales se detectó el primer ejemplar de alburno en 1997, en el río Muga (Cardona et al., 2002). En 1999, fue citada la presencia de esta especie en dos cuencas más de la Península Ibérica: al Norte de la cuenca del Duero, concretamente en el río Tormes (Velasco et al., 2005), y en el Sur de la cuenca del Guadiana, en la zona de Portugal, donde ha aumentado su distribución hasta la frontera con España (Pérez-Bote et al., 2004). Al Este de la Península, esta especie se expandió por toda la cuenca del Ebro y por ríos mediterráneos como el Júcar, el Turia y el Mijares (Doadrio, 2002). En 2002, también se citó la presencia de alburno en el río Fluvià, se cree que debido a una introducción puntual en una localidad (Vinyoles et al., 2007). Desde 2003, se tiene conocimiento de su presencia en varios embalses del Ter, del Foix y del Llobregat, dispersándose posteriormente por el resto de estas cuencas (Carol et al., 2003, 2006). Durante el 2003, se citó su presencia en la cuenca del río Segura (Andreu-Soler et al., 2004). En 2004, se detectó en dos embalses del río Guadiana en la zona española (Pérez-Bote et al., 2004) y en tres de la cuenca del Duero (Velasco et al., 2005). En el año 2005, también se localizó esta especie en el río Tajo (Vinyoles et al., 2007). Más recientemente, en la cuenca del río Ebro se ha detectado su presencia en nuevas localidades de los ríos Aragón, Gállego, Cinca, Ara, Vero, Alcanadre, Jalón, Jiloca, Noguera-Ribagorzana, Martín, Guadalupe y Matarraña, entre otros (Zapater y Blanco, 2010). Actualmente, el alburno está presente con gran abundancia en todas las cuencas ibéricas principales y en ríos medianos de esta península (Masó et al., 2016; Latorre et al., 2018).

### Ecología trófica

En su área nativa, el alburno se alimenta en aguas abiertas, principalmente en hábitats lénticos. La posición súpera de la boca le permite consumir principalmente zooplancton (Vinni et al., 2000; Vašek y Kubečka, 2004). También ingiere gran cantidad de invertebrados neotónicos y otros llevados por la corriente o caídos sobre el agua (artrópodos terrestres y voladores como arañas, hormigas, avispas y mariposas). Si la profundidad es menor, se alimenta de una gran variedad de invertebrados bentónicos (larvas y ninfas de insectos, caracoles) (Haberlehner, 1988). La materia vegetal y los detritos son también frecuentes en su dieta (Vøllestad, 1985; Bíró y Muskó, 1995) y hay estudios que confirman su depredación sobre huevos de otras especies (Šmejkal et al., 2017). En lagos, se alimenta intensamente durante el verano y principios de otoño, disminuyendo su actividad durante los meses de noviembre, diciembre y enero. La alimentación vuelve a aumentar desde febrero a mayo y disminuye en abril, mes que coincide con la época de más actividad en cuanto a la reproducción (Politou et

al., 1993). Presenta una actividad trófica más intensa durante la primera parte del día y el tamaño de los alburnos no influye en la selección de las presas (Politou et al., 1993).

Se trata de una especie con un amplio rango de presas y que tiene la capacidad de adaptar su dieta en función de la disponibilidad de alimento que le ofrezca el hábitat donde se encuentra (Almeida et al., 2017). Se han descrito variaciones en la dieta del alburno tanto en embalses europeos (Chappaz et al., 1987), como en embalses y ríos de la Península Ibérica (Latorre et al., 2016; Almeida et al., 2017). En embalses y lagos europeos, el alburno puede variar su posición dentro de la columna de agua en función de la estación del año y en función de los ritmos circadianos para, de esta forma, alimentarse de zooplancton en las zonas más profundas durante el día, mientras que asciende hacia la superficie por la noche (donde se alimenta de invertebrados terrestres que hayan caído al agua) (Chappaz et al., 1987).

Puede afectar a la calidad del agua, al alimentarse de cladóceros y otros invertebrados pequeños que controlan la proliferación del fitoplancton (Maceda-Veiga et al., 2010). Las presas que consume el alburno son abundantes en un amplio rango geográfico, lo que le permite establecerse con éxito fuera de su área de distribución nativa (Vinyoles et al., 2007). La capacidad de modificar su dieta a escala local, en función de la tipología de alimento disponible, confiere al alburno una versatilidad adaptativa que parece estar ayudando a esta especie a expandirse y establecerse en los ecosistemas dulceacuícolas de la Península Ibérica (Latorre et al., 2016).

La presencia de depredadores puede alterar la estrategia alimentaria del alburno, alimentándose de noche cuando éstos abundan en la zona y haciéndolo durante el día cuando disminuye la densidad de los mismos (Politou et al., 1993). La transparencia de las aguas donde el alburno se alimenta parece ser otro condicionante que puede alterar su ritmo de alimentación (Ivlev, 1961). En áreas con más competencia interespecífica y menor disponibilidad trófica, los juveniles de alburno pueden diversificar su dieta e ingerir alimentos poco energéticos como materia vegetal, mientras que en áreas donde no existe competencia por los recursos tróficos suelen ingerir las presas más energéticas (Latli et al., 2018).

### Biología de la reproducción

El alburno es una especie dioica con fecundación externa. Su periodo reproductivo puede ir desde finales de primavera a principios de verano. No guarda la puesta. La longitud de la madurez sexual va de los 85 mm LT hasta los 100 mm (machos) o 120 mm LT (hembras). La edad de madurez sexual se alcanza a los 2–3 años (Politou, 1993). Desova en corrientes superficiales de ríos o en orillas de lagos, con temperatura moderada. Ocasionalmente sobre vegetación sumergida. Los huevos eclosionan en cuatro días. Tienen aspecto pálido-amarillento. Diámetro: 0.5–1.2 mm. Las larvas absorben el vitelo a partir de los 6 mm y aparece la pigmentación a los 6.5 mm.

Para que esta especie se reproduzca, los requisitos mínimos de temperatura son 14 °C (Souchon y Tissot, 2012). La hembra hace la puesta de noche en aguas poco profundas y de sustrato blando. Son puestas múltiples (de 2 a 4 grupos de huevos a lo largo del periodo de reproducción) y su fecundidad, a pesar de ser muy variable, parece depender de la riqueza trófica del ambiente (Chappaz et al., 1987). Depositán entre 3000 y 15000 huevos (Lapina, 1988; Vinyoles et al., 2008).

Se da gran variabilidad en los parámetros relacionados con la reproducción, tales como la fecundidad (Mackay y Mann, 1969), el diámetro de los huevos (Bonisławska et al., 2001) y la inversión energética en la reproducción (Rinchard y Kestemont, 1996), tanto dentro como fuera de su área de distribución nativa (Latorre et al., 2018). El alburno ha mostrado mayor capacidad reproductora fuera que dentro de su área de distribución natural (Latorre et al., 2018). Su tasa de reproducción puede cambiar en función de la tipología de ambiente en el que se encuentre (Almeida et al., 2014).

Las larvas de esta especie habitan la zona litoral de ríos y lagos, mientras que los juveniles habitan en las zonas pelágicas (Kottelat y Freyhof, 2007). Es capaz de hibridar con otros géneros de ciprínidos como *Abramis*, *Blicca*, *Leuciscus*, *Squalius* y *Rutilus* (Wheeler, 1978; Blachuta y Witkowski, 1984; Crivelli y Dupont, 1987; Berrebi et al., 1989; Maceda-Veiga et al., 2010; García-Berthou et al., 2015; Witkowski et al., 2015).

Se han documentado cambios en la *sex-ratio* de esta especie que se han relacionado con factores ambientales. El estudio realizado por Fouzia y Abdeslem (2012) mostró una mayor proporción de hembras en el embalse de Keddara (Argelia), que se relacionó con factores ambientales como el oxígeno y la conductividad. El periodo de desove puede ir de febrero a agosto y parece estar influenciado por factores ambientales como la disponibilidad de alimento y la temperatura (Erdoğan y Koç, 2017). La alteración de las condiciones ambientales, como la pérdida del ciclo circadiano luz-oscuridad (e.g. luz constante), puede alargar el tiempo de eclosión de los huevos en esta especie (Brüning et al., 2011). Se ha documentado una mayor proporción de machos en los ríos de la Península Ibérica, en comparación con la proporción que esta especie muestra dentro de su área de distribución nativa (Latorre et al., 2018).

### **Estructura y dinámica poblacional**

La longevidad máxima del alburno se encuentra en torno a los 9 años en lagos de su área nativa (Bíró y Muskó, 1995; Vašek y Kubečka, 2004). Esta especie puede reproducirse a partir de los 2–3 años. Su alta tasa de fecundidad favorece la existencia de elevadas densidades de individuos juveniles (Lapina, 1988; Vinyoles et al., 2008).

En un estudio realizado en el lago Balaton (Hungría), dentro de su área nativa, el alburno se distribuía de manera desigual a lo largo del lago (Bíró y Muskó, 1995). Anteriormente se había observado una diferencia significativa en los tamaños de stock durante el periodo de desove y una lenta tasa de crecimiento de los individuos (Chitravadivelu, 1974; Bíró y Muskó, 1995). Estas diferencias podrían estar relacionadas con mecanismos reguladores intra-específicos dependientes de la densidad (Elliott, 1987), con el nivel de competencia inter-específica y con la depredación. También se pudo observar una variedad en el crecimiento, supervivencia y producción de las poblaciones litorales, lo que se correlacionó con el aumento de productividad primaria y secundaria (zooplancton y bentos) a lo largo del eje longitudinal del lago (Bíró y Muskó, 1995), lo que indicaría la relación entre las fluctuaciones poblacionales y la disponibilidad de alimento.

Existen estudios que demuestran una gran variabilidad entre las poblaciones de alburno respecto a la tasa de crecimiento en distintas localidades (Raikova-Petrova et al., 2009). Un estudio realizado en un embalse de Turquía también mostró diferencias en cuanto a las estructuras de tallas entre machos y hembras, teniendo las hembras una mayor frecuencia en longitudes de 14 cm y los machos en longitudes de 15 cm (Erdoğan y Koç, 2017).

Fuera de su área nativa, el alburno muestra amplias fluctuaciones poblacionales. Por ejemplo, se observaron profundos cambios en la dinámica poblacional de alburnos entre un río y un embalse extremeños (Almeida et al., 2014). En primavera, la población del embalse presentó dos cohortes mientras que en invierno sólo mostró una cohorte. Estos cambios se relacionaron con el estrés térmico y la inanición en los individuos más pequeños, y por un mayor esfuerzo en la reproducción de los individuos maduros. En el río, la población también mostró una distribución bimodal, aunque no tan acusada como en el embalse. Los cambios que se observaron en la dinámica poblacional se relacionaron con factores abióticos a principios del invierno, tales como las amplias fluctuaciones en el nivel del agua y el régimen de temperaturas. De forma similar, las poblaciones de alburno mostraron una distribución bimodal a lo largo del río Segura, presentando mayor longevidad y cohortes de tallas más grandes en aquellas localidades donde la especie llevaba más tiempo establecida (Amat-Trigo et al., 2019).

La estructura poblacional también muestra cambios entre poblaciones introducidas en diferentes ríos de la Península Ibérica. Por ejemplo, la talla de los individuos juveniles, la longevidad de los individuos y la edad mínima de maduración, fueron menores en los ríos con unas condiciones climáticas más inestables que en ríos con condiciones climáticas más estables (Masó et al., 2016; Latorre et al., 2018). Las poblaciones introducidas en la Península Ibérica han mostrado una longitud mínima de maduración inferior a las poblaciones nativas (Latorre et al., 2018). Estos datos sugieren que las poblaciones de alburno introducidas en la Península Ibérica, y especialmente aquellas que han sido introducidas en zonas con unas condiciones más inestables, se encuentran en un periodo de expansión y ampliación de su rango de distribución (Almeida et al., 2014; Masó et al., 2016; Latorre et al., 2018).

## Interacciones entre especies

El alburno es una presa típica de peces piscívoros en embalses (ver depredadores más adelante). Fuerte competidor frente a ciprínidos autóctonos de tamaño similar (e.g. cachos, bogas) por hábitat y recursos tróficos. También se ha registrado depredación del alburno sobre huevos y larvas de otros ciprínidos (Fouzia y Abdeslem, 2013; Šmejkal et al., 2017). Puede hibridar con especies del género *Squalius* (Almodóvar et al., 2012). Alta prevalencia del endoparásito *Ligula intestinalis* en embalses.

La reducción de nichos tróficos que, por lo general presentan las especies autóctonas de la Península Ibérica (Sánchez-Hernández et al., 2011), junto con la alta adaptabilidad que el alburno ha mostrado a diferentes tipologías de ambientes en esta eco-región (Latorre et al., 2016), conlleva una interacción negativa para las especies autóctonas como la madrilla (*Parachondrostoma miegii*) (Vinyoles et al. 2008). El alburno puede desplazar físicamente de su hábitat a este ciprínido endémico, obligándole a cambiar su comportamiento alimentario (Almeida y Grossman, 2012). Esta competencia inter-específica vía agresión (Vinyoles et al., 2007) ha conseguido desplazar a algunas especies autóctonas de la Península Ibérica (Ribeiro y Leunda, 2012), incluyendo el críticamente amenazado jarabugo (*Anaocypris hispanica*) (da Silva et al., 2019). Además, se sabe que el alburno puede hibridar con especies endémicas de esta región tales como el jarabugo y el cacho (*Squalius pyrenaicus*), y estas interacciones son una amenaza para la integridad genética de estas especies mediante la introgresión de genes alóctonos (Almodóvar et al., 2012).

## Depredadores

Sus principales depredadores son peces piscívoros. El alburno se introdujo por primera vez en los embalses españoles en la década de 1990 como pez “pasto” para peces piscívoros alóctonos (Vinyoles et al., 2007) como el siluro (*Silurus glanis*), el lucio (*Esox lucius*), el black-bass (*Micropterus salmoides*), la perca de río (*Perca fluviatilis*), la lucioperca (*Sander lucioperca*) y el aspío (*Aspius aspius*) (e.g. Merciai et al., 2018). Su gran abundancia en algunos ríos de la Península Ibérica ha permitido que el alburno sea utilizado como recurso trófico por una gran diversidad de depredadores autóctonos, tales como la nutria euroasiática (*Lutra lutra*), el cormorán grande (*Phalacrocorax carbo*), distintas especies de garzas (Almeida et al., 2014) e incluso gaviotas en el río Guadiana (Fernández-García, 2013). En otros países también es depredado por diversas especies de peces, por ejemplo, en Finlandia es depredado por la lota (*Lota lota*) (Pulliainen y Korhonen, 1990), en Grecia por *Alosa macedonica* (Economidis y Sinis, 1991), en Hungría por la lucioperca (Biró, 1973) y en Rusia por el lucio y el siluro (Omarov y Popova, 1985). No se conoce ningún pez nativo de la Península Ibérica que depreda sobre el alburno.

## Parásitos y patógenos

Se han detectado más de 40 especies de parásitos y patógenos que pueden afectar a las poblaciones de alburnos dentro de su área de distribución natural. De este modo, las poblaciones de alburno pueden desarrollar enfermedades provocadas por los grupos Protista, Myxosporea, Cestoda, Monogenea, Nematoda, Acanthocephala, Hirudinea y Crustacea (Borowik, 1968; Baska y Molnár, 1988; Koyun y Altunel, 2007; Molnár et al., 2009; Koyun, 2011). También le afectan enfermedades fúngicas (*Branchiomyces* sp.) y bacterianas (*Lactobacillus* sp.) (Bucio et al., 2006). Un estudio reveló que el alburno puede actuar como vector de transmisión del virus del edema de la carpa (CEV), ya que se detectó ADN del virus en las branquias y la piel de los ejemplares que habían cohabitado con carpas infectadas, pero no hubo mortalidad de los individuos (Matras et al., 2019). El alburno es portador del cestodo *Ligula intestinalis* en muchos países de Europa como la República Checa, Francia y Ucrania (Bouzid et al., 2008). Investigaciones llevadas a cabo en Serbia sobre 54 especies de peces de la cuenca del Danubio, han demostrado la presencia de *Ligula intestinalis* parasitando a alburnos (Vesna et al., 2012). En la Península Ibérica, esta misma especie de cestodo fue detectada en alburnos de la cuenca del Guadiana, tanto afluentes como embalses (Sierra Brava) (Sánchez y Alarcón-Elbal, 2014), lo que indica que el alburno puede actuar como portador de este parásito y afectar a las especies nativas de esta región.

## Actividad y patrón social

Los adultos nadan en bancos cerca de la superficie. Estas agregaciones en medios lénticos son más numerosas durante el invierno. El gregarismo también permite un mayor nivel de agresividad hacia otras especies similares en morfología (e.g. bogas), a las cuales desplaza (Vinyoles et al., 2008). En aguas abiertas, los bancos de alburnos suelen nadar en dirección recta, aquellos cercanos a la orilla y en áreas con refugio suelen nadar en círculos u óvalos de varios metros de diámetro. Las agregaciones de individuos suelen atraer a más ejemplares, sobre todo cuando están alimentándose (da Silva et al., 2019). Es raro encontrar individuos solitarios (aunque es posible encontrar algún adulto) y en ausencia de otros alburnos, los ejemplares solitarios pueden unirse a agregaciones de otras especies, hasta encontrar de nuevo un grupo de alburnos (Haberlehner, 1988). Actividad diurna.

Un estudio realizado en un embalse europeo estratificado demostró que la mayoría de los alburnos se movían por la capa superficial de la columna de agua (0–1.5 m) independientemente del momento del día o la noche. Este estudio también demostró una mayor proporción de capturas de individuos más grandes durante el día, mientras que las proporciones de peces más pequeños aumentaron en las capturas nocturnas y al atardecer. Esto implicaría que los individuos se mueven entre hábitats pelágicos y litorales siguiendo un ciclo circadiano (Vašek et al., 2009).

En un estudio realizado por Jachner (1996), donde se utilizó extracto de piel de alburno como sustancia de alarma, se pudo demostrar que el alburno en ausencia de dicha sustancia se movía en calma nadando solo o en grupos y sin preferencias entre la vegetación y las aguas abiertas, mientras que cuando se introducía la sustancia de alarma en el tanque, los alburnos se movían rápidamente hacia la vegetación y se quedaban allí escondidos. En oscuridad, los alburnos no presentaban respuesta a la sustancia de alarma. En presencia de luz y de la misma sustancia, se demostró que el alburno se mantenía escondido hasta que sentía la necesidad de alimentarse. También se pudo observar que tal reacción causada por la sustancia de alarma duraba unas pocas horas. Esto se relacionó con la dilución de la sustancia en el agua y con el aprendizaje de los peces. En este estudio se pudo observar que varios grupos de alburnos inspeccionaban el entorno para evaluar el grado de peligro. Además, se constató que los alburnos se movían preferentemente en grupos cuando mostraban un comportamiento alterado.

En otro estudio realizado por Jachner (1997) bajo condiciones de laboratorio, se cuantificaron las respuestas de alimentación y crecimiento de los alburnos en presencia de olor de lucio (*Esox lucius*), no alimentado y recientemente alimentado. Se observó que el alburno reaccionó de forma más intensa al olor de lucios recientemente alimentados que al olor de lucios no alimentados. Concretamente las tasas de alimentación de los alburnos se redujeron en un 35 y un 20%, respectivamente. Las disminuciones en las tasas de alimentación se debieron principalmente a una menor eficiencia debido a la disminución del tiempo dedicado a la misma. La baja tasa de consumo de los alburnos expuestos al olor de los lucios alimentados recientemente causó una disminución en su tasa de crecimiento individual. La reacción más fuerte al estímulo del lucio recientemente alimentado apoya la hipótesis que considera la sustancia de alarma como un marcador para el olor de depredadores. En ausencia de cualquier otra señal del depredador, el alburno se habituó a su olor y mostró la reacción durante un máximo de cinco días.

## Movimientos

El alburno es un pez potamodromo, remontando los afluentes pequeños desde los embalses y ríos medianos-grandes para desovar durante el período de reproducción. Las poblaciones de embalses son más sedentarias. En un estudio realizado en la República Checa, concretamente en el embalse de Rímov y en su principal afluente, estas migraciones se realizaron de forma escalonada entre los distintos individuos de la población y solían durar un solo día. La frecuencia de individuos que remontaron el afluente se relacionó con el incremento en la temperatura del agua (Hladík y Kubečka, 2003).

En la Península Ibérica, varios estudios han relacionado los movimientos del alburno con la presencia de embalses, el impacto antropogénico en los ríos y las condiciones ambientales. De este modo, un estudio realizado en el río Guadiana, localizado en el Sur de Portugal, mostró

que el alburno realiza dispersiones estacionales dependientes del tamaño corporal (Matono et al., 2018). Estos desplazamientos se producen a lo largo de los afluentes de embalses, aprovechando estos hábitats lénticos como un 'área fuente' para futuras invasiones. Este estudio mostró que los individuos de tallas hasta 60 mm LT se encontraron en proporciones mayores río arriba, los individuos de tallas entre 60–120 mm se encontraron en similares proporciones a lo largo de todo el río y los individuos de tallas entre 120–150 mm se encontraron mayoritariamente río abajo, y con más frecuencia durante los meses de verano. Estos resultados indicarían que la presencia de alburnos de distintas tallas estaría determinada por las características hidromorfológicas del hábitat y por el período del año. Esto sugiere un reclutamiento de individuos juveniles durante los meses de verano y otoño río arriba y una mayor proporción de individuos reproductores río abajo en primavera y verano en ríos con un régimen hidrológico mediterráneo (Matono et al., 2018). Otro estudio también realizado en la Península Ibérica mostró cómo se desplaza el alburno río arriba y río abajo de los embalses españoles. Las mayores frecuencias de individuos se observaban entre 5 y 10 km aguas arriba, mientras que río abajo las mayores densidades se encontraron a partir de los 10–15 km hasta los 50 km. Esto indicaría que el alburno se ve favorecido por la construcción de embalses, ya que estos propician un ambiente favorable para que las poblaciones de alburno se puedan establecer, desarrollar y colonizar nuevos territorios (Vinyoles et al., 2007).

## Bibliografía

Almeida, D., Fletcher, D. H., Rangel, C., García-Berthou, E., da Silva, E. (2017). Dietary traits of invasive bleak *Alburnus alburnus* (Actinopterygii, Cyprinidae) between contrasting habitats in Iberian fresh waters. *Hydrobiologia*, 795: 23-33.

Almeida, D., Grossman, G. D. (2012). Utility of direct observational methods for assessing competitive interactions between non-native and native freshwater fishes. *Fisheries Management and Ecology*, 19: 157-166.

Almeida, D., Ribeiro, F., Leunda, P. M., Vilizzi, L., Copp, G. H. (2013). Effectiveness of FISK, an invasiveness screening tool for non-native freshwater fishes, to perform risk identification assessments in the Iberian Peninsula. *Risk Analysis*, 33: 1404-1413.

Almeida, D., Stefanoudis, P. V., Fletcher, D. H., Rangel, C., da Silva, E. (2014). Population traits of invasive bleak *Alburnus alburnus* between different habitats in Iberian fresh waters. *Limnologica*, 46: 70-76.

Almodóvar, A., Nicola, G. G., Leal, S., Torralva, M., Elvira, B. (2012). Natural hybridization with invasive bleak *Alburnus alburnus* threatens the survival of Iberian endemic calandino *Squalius alburnoides* complex and Southern Iberian chub *Squalius pyrenaicus*. *Biological Invasions*, 14: 2237-2242.

Amat-Trigo, F., Torralva, M., Ruiz-Navarro, A., Oliva-Paterna, F. J. (2019). Colonization and plasticity in population traits of the invasive *Alburnus alburnus* along a longitudinal river gradient in a Mediterranean river basin. *Aquatic Invasions*, 14: 310-331.

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.

Baska, F., Molnár, K. (1988). Blood stages of *Sphaerospora* spp. (Myxosporea) in cyprinid fishes. *Diseases of Aquatic Organisms*, 5: 23-28.

Berrebi P., Dupont F., Cattaneo-Berrebi G., Crivelli, A. J. (1989). An isozyme study of the natural cyprinid hybrid *Alburnus alburnus* × *Rutilus rubilio* in Greece. *Journal of Fish Biology*, 34: 307-313.

Billard, R. (1997). *Les Poissons d'Eau Douce des Rivières de France. Identification, Inventaire et Répartition des 83 Espèces*. Delachaux et Niestlé, Paris.

- Bíró, P. (1973). The food of pike-perch (*Lucioperca lucioperca* L.) in Lake Balaton. *Annales Instituti Biologici (Tihany)*, 40: 150-183.
- Bíró, P., Muskó, I. B. (1995). Population dynamics and food of bleak (*Alburnus alburnus* L.) in the littoral zone of Lake Balaton, Hungary. *Hydrobiologia*, 310: 139-149.
- Blachuta, J., Witkowski, A. (1984). Natural hybrids *Alburnus alburnus* (L.) X *Rutilus rutilus* (L.), *Alburnus alburnus* (L.) X *Blicca bjoerkna* (L.) and *Alburnus alburnus* (L.) X *Abramis brama* (L.) from the Oder river. *Acta Hydrobiologica*, 25/26: 189-203.
- Bogutskaya, N. G. (1997). Contribution to the knowledge of leuciscine fishes of Asia Minor. Part 2. An annotated checklist of leuciscine fishes (Leuciscinae, Cyprinidae) of Turkey with descriptions of a new species and subspecies. *Mitteilungen aus dem Hamburgischen Zoologischen Museum und Institut*, 94: 161-186.
- Bonisławska, M., Formicki, K., Korzelecka-Orkisz, A., Winnicki, A. (2001). Fish egg size variability: biological significance. *Electronic Journal of Polish Agricultural Universities*, 4.
- Borowik, M. (1968). Dynamics of infection of various age groups of *Alburnus alburnus* L. in the Zegrzyński Reservoir. *Acta Parasitologica Polonica* XV, 42: 321-332.
- Bouزيد, W., Stefka, J., Hypsa, V., Lek, S., Scholz, T., Legal, L., Kalthoum, O., Hassine, B., Loot, G. (2008). Geography and host specificity: two forces behind the genetic structure of the freshwater fish parasite *Ligula intestinalis* (Cestoda: Diphylobothriidae). *International Journal of Parasitology*, 38: 1465-1479.
- Brüning, A., Hölker, F., Wolter, C. (2011). Artificial light at night: implications for early life stages development in four temperate freshwater fish species. *Aquatic Sciences*, 73: 143-152.
- Bucio, A., Hartemink, R., Schrama, J. W., Rombouts, F. M. (2006). Presence of lactobacilli in the intestinal content of freshwater fish from a river and from a farm with a recirculation system. *Food Microbiology*, 23: 476-482.
- Cardona, L., Hereu, B., Torras, X., Royo, P. (2002). Primera cita de l'alburn (*Alburnus alburnus* L.) i noves dades sobre la presència de la madrilleta vera (*Rutilus rutilus* L.) a la Muga. *Butlletí de la Institució Catalana d'Història Natural*, 70: 111-112.
- Carol, J., Benejam, L., Alcaraz, C., Vila-Gispert, A., Zamora, L., Navarro, E., Armengol, J., García-Berthou, E. (2006). The effects of limnological features on fish assemblages in fourteen Spanish reservoirs. *Ecology of Freshwater Fish*, 15: 66-77.
- Carol, J., Benejam, L., Pou-Rovira, Q., Zamora, L., García-Berthou, E. (2003). Primera citació de brema blanca (*Abramis bjoerkna*) a Catalunya i noves introduccions de peixos exòtics (*Alburnus alburnus*, *Sander lucioperca* i *Silurus glanis*) a diverses conques catalanes. *Butlletí de la Institució Catalana d'Història Natural*, 71: 135-136.
- Chappaz, R., Brun, G., Olivari, G. (1987). Evidence for differences in feeding within a population of bleak *Alburnus alburnus* (L.) in the lake of St-Croix. The consequences for growth and fecundity. *Annales de Limnologie*, 23: 245-252.
- Chitravadivelu, K. (1974). Growth, age composition, population density, mortality, production and yield of *Alburnus alburnus* (Linnaeus, 1758) and *Rutilus rutilus* (Linnaeus, 1758) in the inundation region of Danube-Zofin. *Acta Universitatis Carolinae Biologica*, 1972: 1-76.
- Confederación Hidrográfica del Ebro (CHE). (1997). Síntesis de los trabajos preliminares para la determinación de las necesidades ecológicas mínimas en la cuenca del Ebro (Plan Hidrológico). Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.
- Confederación Hidrográfica del Ebro (CHE). (2014). Estudio de la población piscícola en el embalse de La Peña (Huesca) de la demarcación hidrográfica del Ebro. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.

Crivelli, A. J., Dupont, F. (1987). Biometrical and biological features of *Alburnus alburnus* x *Rutilus rutilus* natural hybrids from Lake Mikri Prespa, northern Greece. *Journal of Fish Biology*, 31: 721-733.

da Silva, J., Matono, P., Barata, E. N., Bernardo, J. M., Costa, A. M., Ilhéu, M. (2019). Behavioural interactions between the endangered native fish Saramugo, *Anaecypris hispanica*, and the invasive bleak, *Alburnus alburnus*. *Limnetica*, 38: 517-533.

Doadrio, I. (2002). *Atlas y Libro Rojo de los Peces Continentales de España (2ª ed.)*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid.

Economidis, P. S., Sinis, A. I. (1991). *Alosa macedonica* (Vinciguerra 1921). En: Hoestlandt, H. (ed.) *The Freshwater Fishes of Europe. Vol. 2. Clupeidae, Anguillidae*. AULA-Verlag, Wiesbaden.

Elliott, J. M. (1987). Population regulation in contrasting populations of trout *Salmo trutta* in two lake district streams. *Journal of Animal Ecology*, 56: 83-98.

Erdoğan, Z., Koç, H. T. (2017). An investigation on length-weight relationships, condition and reproduction of the bleak, *Alburnus alburnus* (L.) population in Çaygören Dam Lake (Balıkesir), Turkey. *Journal of Balıkesir University Institute of Science and Technology*, 19: 39-50.

Fernández-Delgado, C., Rincón P. A., Gálvez-Bravo L., De Miguel R. J., Oliva-Paterna F. J., Moreno-Valcárcel R., Pino E., Ramiro Javier A., Peña P. (2014). *Distribución y Estado de Conservación de los Peces Dulceacuícolas del Río Guadalquivir*. Confederación Hidrográfica del Guadalquivir, Sevilla.

Fernández-García, A. (2013). El alburno y las técnicas de pesca de las aves. *Arvícola*, 4: 19-31.

Fouzia, A., Abdeslem, A. (2012). Environmental determinism of sex-ratio in the bleak, *Alburnus alburnus* (Linnaeus, 1758) (Cyprinidae) in Keddara Dam, Algeria. *Indian Journal of Fisheries*, 59: 7-10.

Fouzia, A., Abdeslem, A. (2013). Impact de l'introduction d'*Alburnus alburnus* (Linnaeus, 1759) sur l'espèce autochtone *Barbus setivimensis* (Valenciennes, 1842) (poissons cyprinidés) dans le lac de barrage de Keddara (Algérie). *Revue d'Ecologie (Terre & Vie)*, 68: 193-202.

Freyhof, J., Kottelat, M. (2008). *Alburnus alburnus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T789A13079658.

García-Berthou, E., Almeida, D., Benejam, L., Magellan, K., Bae, M. J., Casals, F., Merciai, R. (2015). Ecological impact of inland fish introduced to the Iberian Peninsula. *Ecosistemas*, 24: 36-42.

Haberlehner, E. (1988). Comparative analysis of feeding and schooling behaviour of the Cyprinidae *Alburnus alburnus* (L., 1758), *Rutilus rutilus* (L., 1758), and *Scardinius erythrophthalmus* (L., 1758) in a backwater of the Danube near Vienna. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie*, 73: 537-546.

Hladík, M., Kubečka, J. (2003). Fish migration between a temperate reservoir and its main tributary. *Hydrobiologia*, 504: 251-266.

Horoszewics, L. (1973). Lethal and 'disturbing' temperatures in some species from lakes with normal and artificially elevated temperature. *Journal of Fish Biology*, 5: 165-181.

Interesova, E. A., Chakimov, R. M. (2015). Bleak *Alburnus alburnus* (Cyprinidae) in the Inya River (southwestern Siberia). *Journal of Ichthyology*, 55: 282-284.

Ivlev, V. S. (1961). *Experimental Ecology of the Feeding of Fishes*. Yale University Press, New Haven.

Jachner, A. (1996). Alarm reaction in bleak (*Alburnus alburnus* (L.), *Cyprinidae*) in response to chemical stimuli from injured conspecifics. *Hydrobiologia*, 325: 151-155.

- Jachner, A. (1997). The response of bleak to predator odour of unfed and recently fed pike. *Journal of Fish Biology*, 50: 878-886.
- Jalili, P., Eagderi, S., Keivany, Y. (2015). Body shape comparison of Kura bleak (*Alburnus filippii*) in Aras and Ahar-Chai rivers using geometric morphometric approach. *Research in Zoology*, 5: 20-24.
- Keivany, Y., Mousavi, S. M. A., Dorafshan, S., Zamani-Faradonbe, M. (2016). Morphological variations of *Alburnus mossulensis* Heckel, 1843 populations in the Tigris tributaries of the Persian Gulf basin in Iran (Teleostei: Cyprinidae). *Iranian Journal of Ichthyology*, 3: 190-202.
- Kottelat, M., Freyhof, J. (2007). *Handbook of European Freshwater Fishes*. Kottelat, Cornol and Freyhof, Berlin.
- Koyun, M. (2011). Seasonal distribution and ecology of some *Dactylogyrus* species infecting *Alburnus alburnus* and *Carassius carassius* (Osteichthyes: Cyprinidae) from Porsuk River, Turkey. *African Journal of Biotechnology*, 10: 1154-1159.
- Koyun, M., Altunel, F. N. (2007). Metazoan parasites of bleak (*Alburnus alburnus*), crucian carp (*Carassius carassius*) and golden carp (*Carassius auratus*) in Enne Dam Lake, Turkey. *International Journal of Zoological Research*, 3: 94-100.
- Lapina, N. N. (1988). The reproductive biology of *Alburnus alburnus* from Koporskaya Guba on the Gulf of Finland Russian SFSR USSR. *Biologicheskíe Nauki*, 5: 47-51.
- Latli, A., Michel, L. N., Lepoint, G., Kestemont, P. (2018). River habitat homogenisation enhances trophic competition and promotes individual specialisation among young of the year fish. *Freshwater Biology*, 64: 520-531.
- Latorre, D., Masó, G., Hinckley, A., Rubio-Gracia, F., Vila-Gispert, A., Almeida, D. (2016). Inter-population plasticity in dietary traits of invasive bleak *Alburnus alburnus* (Linnaeus, 1758) in Iberian fresh waters. *Journal of Applied Ichthyology*, 32: 1252-1255.
- Latorre, D., Masó, G., Hinckley, A., Verdiell-Cubedo, D., Tarkan, A. S., Vila-Gispert, A., Copp, G. H., Cucherousset, J., da Silva, E., Fernández-Delgado, C., García-Berthou, E., Miranda, R., Oliva-Paterna, F. J., Ruiz-Navarro, A., Serrano, J. M., Almeida, D. (2018). Inter-population variability in growth and reproduction of invasive bleak *Alburnus alburnus* (Linnaeus, 1758) across the Iberian Peninsula. *Marine and Freshwater Research*, 69: 1326-1332.
- Lehtonen, H. (1996). Potential effects of global warming on northern European freshwater fish and fisheries. *Fisheries Management and Ecology*, 3: 59-71.
- Linden, E., Bengtsson, B. E., Svanberg, O., Sundström, G. (1979). The acute toxicity of 78 chemicals and pesticide formulations against two brackish water organisms, the bleak (*Alburnus alburnus*) and the harpacticoid (*Nitocra spinipes*). *Chemosphere*, 8: 843-851.
- Maceda-Veiga, A., de Sostoa, A., Solorio-Ornelas, E., Monroy, M., Vinyoles, D., Caiola, N., Casals, F., García-Berthou, E., Munné, A. (2010). Distribution of Alien Bleak *Alburnus alburnus* (Linnaeus, 1758) in the Northeastern Iberian Mediterranean Watersheds: Past and Present. Pp. 144-145. En: Settele, J., Penev, L., Georgiev, T., Grabaum, R., Grobelnik, V., Hammen, V., Klotz, S., Kotarac Kühn, M. (Eds.). *Atlas of Biodiversity Risk*. Pensoft Publishers, Sofia.
- Mackay, I., Mann, K. H. (1969). Fecundity of two cyprinid fishes in the River Thames, Reading, England. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 26: 2795-2805.
- Masó, G., Latorre, D., Tarkan, A. S., Vila-Gispert, A., Almeida, D. (2016). Inter-population plasticity in growth and reproduction of invasive bleak, *Alburnus alburnus* (Cyprinidae, Actinopterygii), in northeastern Iberian Peninsula. *Folia Zoologica*, 65: 10-14.
- Matono, P., da Silva, J., Ilhéu, M. (2018). How does an invasive cyprinid benefit from the hydrological disturbance of Mediterranean temporary streams? *Diversity*, 10: 47.
- Matras, M., Stachnik, M., Borzym, E., Maj-Paluch, J., Reichert, M. (2019). Potential vector species of carp edema virus (CEV). *Journal of Fish Diseases*, 42: 959-964.

- Merciai, R., Almeida, D., Aparicio, E., Cruset, E., Fuentes, M. A., Pou-Rovira, Q., Rocaspana, R., Vila-Gispert, A., García-Berthou, E. (2018). First record of the asp *Leuciscus aspius* introduced into the Iberian Peninsula. *Limnetica*, 37: 341-344.
- Mohaddasi, M., Shabanipour, N., Abdolmaleki, S. (2013). Morphometric variation among four populations of Shemaya (*Alburnus chalcoides*) in the south of Caspian Sea using truss network. *The Journal of Basic & Applied Zoology*, 66: 87-92.
- Molnár, K., Eszterbauer, E., Marton, S., Cech, G., Székely, C. (2009). *Myxobolus erythrophthalmi* sp. n. and *Myxobolus shaharomae* sp. n. (Myxozoa: Myxobolidae) from the internal organs of rudd, *Scardinius erythrophthalmus* (L.), and bleak, *Alburnus alburnus* (L.). *Journal of Fish Diseases*, 32: 219-231.
- Omarov, O. P., Popova, O. A. (1985). Feeding behavior of pike, *Esox lucius* and catfish, *Silurus glanis*, in the Arakum Reservoirs of Dagestan. *Journal of Ichthyology*, 25: 25-36.
- Pérez-Bote, J. L., Roso, R., Pula, H. J., Díaz, F., López, M. T. (2004). Primeras citas de la lucioperca, *Sander* (= *Stizostedion*) *lucioperca* (Linnaeus, 1758) y del alburno, *Alburnus alburnus* (Linnaeus, 1758) en las cuencas extremeñas de los ríos Tajo y Guadiana, SO de la Península Ibérica. *Anales de Biología*, 26: 93-100.
- Politou, C. Y. (1993). Biology and dynamics of the fish *Alburnus alburnus* (L. 1758) in lake Koronia. PhD Thesis, University of Thessaloniki, Thessaloniki.
- Politou, C. Y., Economidis, P. S., Sinis, A. I. (1993). Feeding biology of bleak, *Alburnus alburnus*, in Lake Koronia, northern Greece. *Journal of Fish Biology*, 43: 33-43.
- Pulliainen, E., Korhonen, K. (1990). Seasonal changes in condition indices in adult mature and non-maturing burbot, *Lota lota* (L.), in the north-eastern Bothnian Bay, northern Finland. *Journal of Fish Biology*, 36: 251-259.
- Raikova-Petrova, G., Iliev, M., Petrov, I. (2009). Growth rate and fecundity of bleak (*Alburnus alburnus* (L.)) in the sand-pit lake Chepintsi (Bulgaria). *Biotechnology & Biotechnological Equipment*, 23: 212-216.
- Real Decreto 139/2011, de 4 de febrero, para el desarrollo del Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial y del Catálogo Español de Especies Amenazadas. <https://www.boe.es/eli/es/rd/2011/02/04/139/con>. [Acceso 31/12/2018].
- Real Decreto 630/2013, de 2 de agosto, por el que se regula el Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras. <https://www.boe.es/eli/es/rd/2013/08/02/630/con>. [Acceso 31/12/2018].
- Ribeiro, F., Leunda, P. M. (2012). Non-native fish impacts on Mediterranean freshwater ecosystems: current knowledge and research needs. *Fisheries Management and Ecology*, 19: 142-156.
- Rinchard, J., Kestemont, P. (1996). Comparative study of reproductive biology in single- and multiple-spawner cyprinid fish. I. Morphological and histological features. *Journal of Fish Biology*, 49: 883-894.
- Sánchez-Hernández, J., Vieira-Lanero, R., Servia, M. J., Cobo, F. (2011). Feeding habits of four sympatric fish species in the Iberian Peninsula: keys to understanding coexistence using prey traits. *Hydrobiologia*, 667: 119-132.
- Sánchez, J. M., Alarcón-Elbal, P. M. (2014). Parasitación por el plerocercario *Ligula intestinalis* (Linnaeus, 1758) (Cestoda: Pseudophyllidea) en alburno, *Alburnus alburnus* (Linnaeus, 1758) capturado en el río Albarregana de la provincia de Badajoz, SO España. XIX Congreso Laboratorio Veterinario Avedila, Zaragoza.
- Šmejkal, M., Baran, R., Blabolil, P., Vejřík, L., Prchalová, M., Bartoň, D., Mrkvička, T., Kubečka, J. (2017). Early life-history predator-prey reversal in two cyprinid fishes. *Scientific Reports*, 7: 6924.

Souchon, Y., Tissot, L. (2012). Synthesis of thermal tolerances of the common freshwater fish species in large Western Europe rivers. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 405: 3.

Vašek, M., Kubečka, J. (2004). In situ diel patterns of zooplankton consumption by subadult/adult roach *Rutilus rutilus*, bream *Abramis brama*, and bleak *Alburnus alburnus*. *Folia Zoologica*, 53: 203-214

Vašek, M., Kubečka, J., Čech, M., Draštík, V., Matěna, J., Mrkvička, T., Peterka, J., Prchalová, M. (2009). Diel variation in gillnet catches and vertical distribution of pelagic fishes in a stratified European reservoir. *Fisheries Research*, 96: 64-69.

Velasco, J. C., Lizana, M., Román, J., Delibes, M., Fernández, J. (2005). *Guía de los Peces, Anfibios, Reptiles y Mamíferos de Castilla y León*. Nayade, Medina del Campo.

Vesna, D., Momir, P., Vera, N., Predrag, S., Predrag, C. (2012). Parasitofauna of freshwater fishes in the Serbian open waters: a checklist of parasites of freshwater fishes in Serbian open waters. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 22: 297-324.

Vinni, M., Horppila, J., Olin, M., Ruuhijärvi, J., Nyberg, K. (2000). The food, growth and abundance of five co-existing cyprinids in lake basins of different morphometry and water quality. *Aquatic Ecology*, 34: 421-431.

Vinyoles, D., García, E., Guadalupe, J., Capelli, I. (2008). La regressió de la madrilla (*Chondrostoma miegii*) a Catalunya: Posibles interaccions comportamentals amb l'alburn (*Alburnus alburnus*). Universitat de Barcelona, Barcelona.

Vinyoles, D., Robalo, J. I., de Sostoa, A., Almodóvar, A., Elvira, B., Nicola, G. G., Fernández-Delgado, C., Santos, C. S., Doadrio, I., Sardà-Palomera, F., Almada, V. C. (2007). Spread of the alien bleak *Alburnus alburnus* (Linnaeus, 1758) (Actinopterygii, Cyprinidae) in the Iberian Peninsula: the role of reservoirs. *Graellsia*, 63: 101-110.

Vøllestad, L. A. (1985). Resource partitioning of roach *Rutilus rutilus* and bleak *Alburnus alburnus* in two eutrophic lakes in SE Norway. *Ecography*, 8: 88-92.

Welcomme, R. L. (1988). *International Introductions of Inland Aquatic Species*. FAO, Rome.

Wheeler, A. (1978). Hybrids of bleak, *Alburnus alburnus*, and chub, *Leuciscus cephalus* in English rivers. *Journal of Fish Biology*, 13: 467-473.

Willemsen, J. (1980). Fishery-aspects of eutrophication. *Hydrobiological Bulletin*, 14: 12-21.

Witkowski, A., Kotusz, J., Wawer, K., Stefaniak, J., Popiołek, M., Błachuta, J. (2015). A natural hybrid of *Leuciscus leuciscus* (L.) and *Alburnus alburnus* (L.) (Osteichthyes: Cyprinidae) from the Bystrzyca River (Poland). *Annales Zoologici*, 65: 287-294.

Zapater, M., Blanco, J. L. (2010). *Los Peces de Aragón*. Consejo de Protección de la Naturaleza de Aragón, Zaragoza.