

ATLAS Y LIBRO ROJO

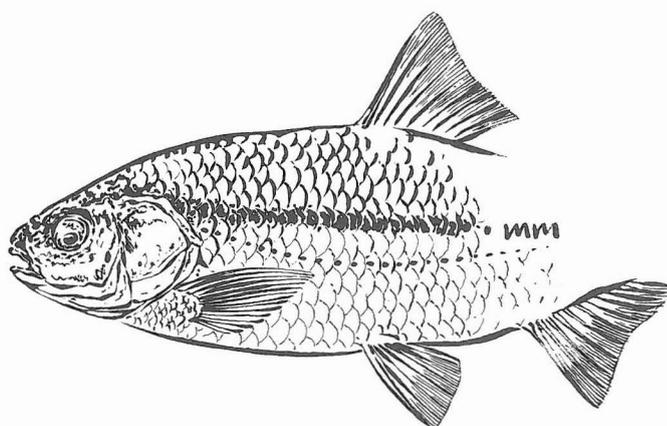
DE LOS
PECES
CONTINENTALES
DE ESPAÑA

Ignacio Doadrio (editor)



EDITOR: IGNACIO DOADRIO

Atlas y Libro Rojo
de los
Peces Continentales de España



Dirección General de Conservación de la Naturaleza
Museo Nacional de Ciencias Naturales

Primera edición MADRID, 2001
Segunda edición MADRID, 2002

A Paloma, Alba, Ignacio, Antonio y M.^a Rosa
A todos los que luchan por la conservación de nuestros ríos
A mis amigos de Topete
A las minorías
Siempre

© Ignacio Doadrio
© Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC)
© Ministerio de Medio Ambiente
NIPO: 311-00-043-5
ISBN: 84-8014-313-4
Depósito legal: M-11727-2001
Impreso por ELECE Industria Gráfica, S.L.

ÍNDICE DE AUTORES

Editor

Doadrio, Ignacio. Departamento de Biodiversidad y Biología Evolutiva. Museo Nacional de Ciencias Naturales (CSIC). José Gutiérrez Abascal, 2. 28006 Madrid

Cartografía

Ambrosio Blázquez, Luis de. Departamento de Biodiversidad y Biología Evolutiva. Museo Nacional de Ciencias Naturales (CSIC). José Gutiérrez Abascal, 2. 28006 Madrid

Libro Rojo y Textos

Doadrio, Ignacio. Departamento de Biodiversidad y Biología Evolutiva. Museo Nacional de Ciencias Naturales (CSIC). José Gutiérrez Abascal, 2. 28006 Madrid

Sostoa, Adolfo de. Departamento de Biología Animal. Facultad de Biología. Universidad de Barcelona. Avda. Diagonal, 645. 08028 Barcelona

Atlas de los Peces Continentales

(por orden alfabético)

Álvarez Orzanco, Javier. Gestión Ambiental, Viveros y Repoblaciones de Navarra. Area de Biodiversidad. San Ignacio 6, 2º. 31002 Pamplona

Ambrosio Blázquez, Luis de. Departamento de Biodiversidad y Biología Evolutiva. Museo Nacional de Ciencias Naturales (CSIC). José Gutiérrez Abascal, 2. 28006 Madrid

Asensio González, Ramiro. Federación Territorial de Pesca de Álava. Cercas Bajas, 5 – bajo (Kiroletxea). 01001 Vitoria-Gasteiz

Doadrio, Ignacio. Departamento de Biodiversidad y Biología Evolutiva. Museo Nacional de Ciencias Naturales (CSIC). José Gutiérrez Abascal, 2. 28006 Madrid

García Avilés, Javier. Centro de Investigaciones Ambientales de la Comunidad de Madrid. San Sebastián 71. 28791 Soto del Real (Madrid)

García de Jalón Lastra, Diego. Departamento de Ingeniería Forestal. Unidad Docente: Zoología y Entomología. Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Montes. Ciudad Universitaria. 28040 Madrid

Gómez Caruana, Francisco. Facultat de CC. Biologiques. Universitat de Valencia. Burjassot. Doctor Moliner 50. 46100 Valencia

González Carmona, José Ambrosio. Departamento de Biodiversidad y Biología Evolutiva. Museo Nacional de Ciencias Naturales (CSIC). José Gutiérrez Abascal, 2. 28006 Madrid

González Fernández, Gustavo. Apdo. 93. 24080 León



González Fernández, Gustavo. Apdo. 93. 24080 León

Hervella, Francisco. Consellería de Medio Ambiente. Dirección Xeral de Montes e Medio Ambiente Natural. Rúa Basquiños nº. 2. 15771 Santiago de Compostela (A Coruña)

Hoz Regules, Jerónimo de la. Servicio de Caza y Pesca del Principado de Asturias. Edificio de Consejerías. C/ Coronel Aranda s/n. 33005 Oviedo

Jiménez, Juan. Consellería de Medio Ambiente. C/ Francisco Cubells, 7. 46011 Valencia

Nevado Ariza, Juan Carlos. Departamento de fauna y flora. Consejería de Medio Ambiente. Delegación provincial de Almería. Centro Residencial Oliveros. Bloque Singular 2ª planta. 04071 Almería

Oltra, Rafael. Facultat de CC. Biologiques. Universitat de Valencia. Burjassot. C\ Doctor Moliner 50. 46100 Valencia

Paracuello Rodríguez, Mariano. Departamento de fauna y flora. Consejería de Medio Ambiente Delegación provincial de Almería. Centro Residencial Oliveros. Bloque Singular 2ª planta. 04071 Almería

Pena Álvarez, José Carlos. Departamento de Biología Animal. Facultad de Biología. Universidad de León. Campus de Vegazana. 24071 León

Perdices, A. Departamento de Biodiversidad y Biología Evolutiva. Museo Nacional de Ciencias Naturales (CSIC). José Gutiérrez Abascal, 2. 28006 Madrid

Prenda Marín, José. Departamento de Biología Ambiental y Salud Pública. Universidad de Huelva. Campus Universitario de La Rábida. 21819 Palos de la Frontera (Huelva)

Santiago Sáez, José María. C/ Mica nº 4. 28224 Galapagar (Madrid)

Schönhuth Meyer, Susana. Departamento de Biodiversidad y Biología Evolutiva. Museo Nacional de Ciencias Naturales (CSIC). José Gutiérrez Abascal, 2. 28006 Madrid

Sostoa, Adolfo de. Departamento de Biología Animal. Facultad de Biología. Universidad de Barcelona. Avda. Diagonal, 645. 08028 Barcelona

Velasco, Juan Carlos. Sección Territorial de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio. C/ Villar y Macías 1. 37071 Salamanca

Vicioso Herránz, Luis. Departamento de fauna y flora. Consejería de Medio Ambiente. Delegación provincial de Almería. Centro Residencial Oliveros. Bloque Singular 2ª planta. 04071 Almería

Vinyoles, Dolors. Departamento de Biología Animal. Facultad de Biología. Universidad de Barcelona. Avda. Diagonal, 645. 08028 Barcelona

Zaldivar Ezquerro, Carlos. Dirección General de Calidad Ambiental. Consejería de Turismo y Medio Ambiente. C/ Prado Viejo 62 bis. Edificio SOS Rioja. 26071 Logroño

Maquetación

Gómez Argüero, Luis. Departamento de Publicaciones. Museo Nacional de Ciencias Naturales (CSIC). José Gutiérrez Abascal, 2. 28006 Madrid

Tratamiento de Imágenes

Sánchez, Rogelio. Departamento de Fotografía. Museo Nacional de Ciencias Naturales (CSIC). José Gutiérrez Abascal, 2. 28006 Madrid

Ilustraciones

Merino Manuel. Museo Nacional de Ciencias Naturales (CSIC). José Gutiérrez Abascal, 2. 28006 Madrid



Revisión de Textos

Caudevilla, Paloma. Departamento de Biodiversidad y Biología Evolutiva. Museo Nacional de Ciencias Naturales (CSIC). José Gutiérrez Abascal, 2. 28006 Madrid

Colaboradores

Almodóvar, Ana. I.M.I.A. Finca "El Encín", Apdo. 127. 28800 Alcalá de Henares Madrid

Alonso, Fernando. Centro de Investigación Agraria Albadalejillo. Ctra. Cuenca Toledo, Km. 174. 16194 Cuenca

Aparicio, Enric; Casals, Frederic; Casaponsa, Joaquim; Fernández, Victor; Sostoa, Francisco José de y Vargas, María Josep. Departamento de Biología Animal. Facultad de Biología. Universidad de Barcelona. Avda. Diagonal, 645. 08028 Barcelona

Elvira, Benigno. Biología Animal I (Zoología). Facultad de Biología. Universidad Complutense de Madrid. 28040 Madrid

Fernández-Delgado, Carlos. Grupo de Investigación "Aphanius". Edificio C-1 3ª Planta. Campus Universitario de Rabanales. Universidad de Córdoba. 14071 Córdoba

Garzón Heydt, Paloma. Máiquez, 64. 28009 Madrid

Granado Lorenzo, Carlos; Alés Gómez, Enrique; Clavero Pineda, Miguel; López Nieves, Pedro y Pérez Quintero, Juan Carlos. Departamento de Biología Vegetal y Ecología. Facultad de Biología. Universidad de Sevilla. Apdo. 1095. 41080 Sevilla

Hernando Casal, José Antonio. Departamento de Biología Animal, Biología Vegetal y Ecología. Facultad de Ciencias del Mar. 11510 Puerto Real (Cádiz)

Machordom Barbé, Annie. Departamento de Biodiversidad y Biología Evolutiva. Museo Nacional de Ciencias Naturales (CSIC). José Gutiérrez Abascal, 2. 28006 Madrid

Junta de Castilla-León. Consejería de Medio Ambiente. Dirección General de Medio Natural. Rigoberto Cortejoso, 14. 47001 Valladolid

Junta de Extremadura. Consejería de Agricultura y Medio Ambiente. Dirección General de Medio Ambiente. Avda. de Portugal s/n. 06800 Mérida

Confederación Hidrográfica del Ebro. Paseo de Sagasta 24-26. 50071 Zaragoza

Confederación Hidrográfica del Guadalquivir. Plaza de España. Sector II. 41071 Sevilla

Confederación Hidrográfica del Sur. Paseo de Reding, 20. 29016 Málaga

Xunta de Galicia. Consellería de Medio Ambiente



Atlas y Libro Rojo
de los
Peces Continentales de España

Sumario

	<u>Pág.</u>
Presentación	13
COSME MORILLO	
El Inventario Nacional de Hábitats y Taxones	15
IGNACIO DOADRIO	
Origen y Evolución de la Ictiofauna Continental Española	19
JAVIER LOBÓN-CERVIÁ	
Entre Ríos y Peces, 20 años de intensa investigación	35
CARLOS GRANADO	
La Ictiofauna de los Embalses Españoles: lecciones desde la ecología	41
ADOLFO DE SOSTOA	
Las Comunidades de Peces de las Cuencas Mediterráneas: caracterización y problemática. . .	51
GABINO GONZÁLEZ GONZÁLEZ	
Anatomía e Histología de los Peces de Agua Dulce	57
JOSE AMBROSIO GONZÁLEZ-CARMONA	
Modelos Evolutivos Alternativos a la Reproducción Sexual: La Hibridogénesis en <i>Squalius alburnoides</i>	69
BEATRIZ TERESA ÁLVAREZ ARIAS Y RAMÓN MORALES	
Las Artes Tradicionales de Pesca Fluvial: Las Plantas Ictiotóxicas	81
LUIS DE AMBROSIO	
Metodología Empleada para la Realización del Atlas de los Peces Continentales Españoles . . .	93
Atlas y Libro Rojo de los Peces Continentales Españoles	99
<i>Lampetra fluviatilis</i>	100
<i>Lampetra planeri</i>	102
<i>Petromyzon marinus</i>	104
<i>Acipenser sturio</i>	107
<i>Alosa alosa</i>	110



	<u>Pág.</u>
<i>Alosa fallax</i>	113
<i>Anguilla anguilla</i>	115
<i>Hucho hucho</i>	118
<i>Oncorhynchus kisutch</i>	120
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	122
<i>Salmo salar</i>	125
<i>Salmo trutta</i>	129
<i>Salvelinus fontinalis</i>	132
<i>Esox lucius</i>	134
<i>Abramis bjoerkna</i>	137
<i>Alburnus alburnus</i>	139
<i>Anaocypris hispanica</i>	141
<i>Barbus bocagei</i>	144
<i>Barbus comizo</i>	147
<i>Barbus graellsii</i>	150
<i>Barbus guiraonis</i>	153
<i>Barbus baasi</i>	155
<i>Barbus meridionalis</i>	158
<i>Barbus microcephalus</i>	160
<i>Barbus sclateri</i>	162
<i>Carassius auratus</i>	165
<i>Chondrostoma arcasii</i>	167
<i>Chondrostoma arrigonis</i>	170
<i>Chondrostoma duriense</i>	172
<i>Chondrostoma lemmingii</i>	174
<i>Chondrostoma miegii</i>	177
<i>Chondrostoma polylepis</i>	179
<i>Chondrostoma turiense</i>	182
<i>Chondrostoma willkommii</i>	184
<i>Cyprinus carpio</i>	187
<i>Gobio gobio</i>	190
<i>Phoxinus phoxinus</i>	193
<i>Rutilus rutilus</i>	196
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	198
<i>Squalius alburnoides</i>	200
<i>Squalius carolitertii</i>	203
<i>Squalius cephalus</i>	205
<i>Squalius palaciosi</i>	208
<i>Squalius pyrenaicus</i>	210
<i>Tinca tinca</i>	213
<i>Cobitis calderoni</i>	216
<i>Cobitis paludica</i>	218
<i>Cobitis vettonica</i>	220
<i>Barbatula barbatula</i>	222
<i>Ameiurus melas</i>	224
<i>Ictalurus punctatus</i>	226
<i>Silurus glanis</i>	228
<i>Aphanius fasciatus</i>	230

	<u>Pág.</u>
<i>Aphanius iberus</i>	232
<i>Fundulus heteroclitus</i>	235
<i>Valencia hispanica</i>	237
<i>Gambusia holbrooki</i>	240
<i>Poecilia reticulata</i>	242
<i>Atherina boyeri</i>	244
<i>Gasterosteus gymmurus</i>	246
<i>Cottus gobio</i>	249
<i>Salaria fluviatilis</i>	252
<i>Cichlasoma facetum</i>	255
<i>Lepomis gibbosus</i>	257
<i>Micropterus salmoides</i>	259
<i>Perca fluviatilis</i>	261
<i>Sander lucioperca</i>	263
<i>Syngnathus abaster</i>	265
BENIGNO ELVIRA	
Peces Exóticos Introducidos en España	267
RAMIRO ASENSIO	
Efectos de la Pesca Deportiva sobre las Poblaciones de Peces	273
ANNIE MACHORDOM Y ANA ISABEL PERDICES	
Genética de Conservación de los Peces Continentales Españoles	287
CARLOS FERNÁNDEZ-DELGADO	
Estado de Conservación de las Comunidades de Peces del Estuario del Guadalquivir	295
ANA ALMODOVAR	
La Trucha Común hacia una Nueva Estrategia de Conservación	303
MAR TORRALVA Y FRANCISCO J. OLIVA PATERNA	
Problemática de los de los Ciprinodóntidos en el Sureste Penínsular: criterios y	
estrategia de recuperación	313
Bibliografía	321
Índice de Nombres Científicos	343
Índice de Nombres Comunes	363
Categorías de Amenaza de la UICN	369

Atlas de los Peces Continentales de España

EL Atlas de los Peces Continentales de España es el primero de una serie que, bajo la denominación conjunta de Inventario Nacional de Hábitats y Taxones, está siendo realizado por el Ministerio de Medio Ambiente para dar cumplimiento a una resolución del Congreso de los Diputados.

Tras este Atlas que hoy me honro en presentar y hasta el 2003 se publicarán los de los restantes grupos de vertebrados, el de flora vascular y el de hábitats naturales, cada uno de los cuales está siendo realizado por los mejores expertos en las respectivas materias. Con ellos el Ministerio de Medio Ambiente quiere contribuir a la conservación de la biodiversidad española, aportando una información de la máxima calidad y actualidad sobre la distribución y estado de conservación de las especies y hábitats presentes en el territorio español.

Fruto de un convenio entre la Dirección General de Conservación de la Naturaleza y el Museo Nacional de Ciencias Naturales, los autores del Atlas de los Peces Continentales de España han contado, además de con los datos recogidos por ellos mismos para este proyecto durante tres años, con la generosa contribución de otros expertos, de Comunidades Autónomas y de Confederaciones Hidrográficas que han aportado la valiosa información de que disponían.

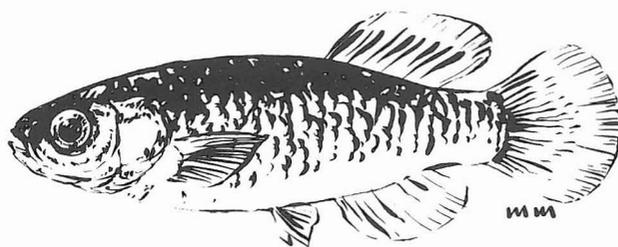
A todos ellos quiero expresar mi felicitación y reconocimiento por esta magnífica obra que estoy segura que contribuirá muy eficazmente a la conservación de nuestra ictiofauna.

INÉS GONZÁLEZ DONCEL

Directora General de Conservación de la Naturaleza

El Inventario Nacional de Hábitats y Taxones

Cosme Morillo Fernandez
Dirección General de Conservación de la Naturaleza





El Atlas y Libro Rojo de los Peces Continentales de España es el primero de una serie que, bajo el título genérico de Inventario Nacional de Hábitats y Taxones, está siendo realizado para el Ministerio de Medio Ambiente por un amplio número de expertos en biodiversidad agrupados en varios equipos.

A continuación del Atlas de Peces aparecerán, entre ahora y el año 2003, el de cada una de las restantes clases de vertebrados, el de flora vascular y el de hábitats naturales y seminaturales, todos en avanzado estado de ejecución.

Tras esta iniciativa hay un triple mandato. En primer lugar, del Convenio sobre Diversidad Biológica, de 1992, que dedica su artículo 7 a la identificación y seguimiento de la biodiversidad de cada Parte Contratante. En segundo lugar del Gobierno, que al crear el Ministerio de Medio Ambiente en 1996 le asignó, entre otras, la función de realizar este Inventario. Por último, del Congreso de los Diputados que en el Debate sobre el Estado de la Nación de 1999 instó por unanimidad al Gobierno a que se realizase el inventario *"instrumento de vital importancia para el desarrollo y aplicación de la Estrategia Española para la Conservación y el Uso Sostenible de la Diversidad Biológica"*.

Pero además de esta sucesión de convenios, decretos y mandatos están los esfuerzos e iniciativas de quienes a lo largo de dos décadas han ido haciendo posible una creciente implicación de la administración en el estudio e inventariación de la biodiversidad española.

Mirados retrospectivamente estos veinte años pueden dividirse en tres etapas, de características bien diferenciadas aunque solapadas en el tiempo. La primera coincide aproximadamente con la década de los 80; la segunda con la primera mitad de la década de los 90 mientras que la tercera se inició en 1996 y aún está abierta.

La primera etapa, la de los 80, estuvo dedicada a cubrir las carencias de información más apremiantes sobre las especies más emblemáticas de la fauna española. A principios de esa década, el conocimiento que se tenía sobre ellas era tan escaso que cualquier proyecto de conservación tenía que fiarse más de la intuición que de los datos, pues para la mayoría de ellas se carecía de información tan básica como una buena monografía o un buen mapa de distribución. Y a paliar esa carencia se dedicaron los mayores esfuerzos. El resultado fueron una serie de monografías (nutria, lince, lobo, oso, quirópteros, águilas real, imperial, perdicera y pescadora, avutarda, grulla, aguilucho lagunero, cernícalo primilla, alimoche,...) que a cargo de los mejores expertos en cada una de las especies permitieron remediar en buena medida aquella falta de conocimiento. Fue también en esta década cuando se redactó la Lista Roja de los Vertebrados Españoles, seguida en 1992 del Libro Rojo de los Vertebrados Españoles y poco después por el Libro Rojo de la Flora Española, que marcaron el fin de esta etapa.

El comienzo de la segunda etapa vino de la mano de la Directiva Hábitats, publicada en 1992, con su larga lista de especies y, por primera vez en la historia de la conservación, de hábitats. La decisión de definirlos en términos de asociaciones vegetales incrementó notablemente la dificul-

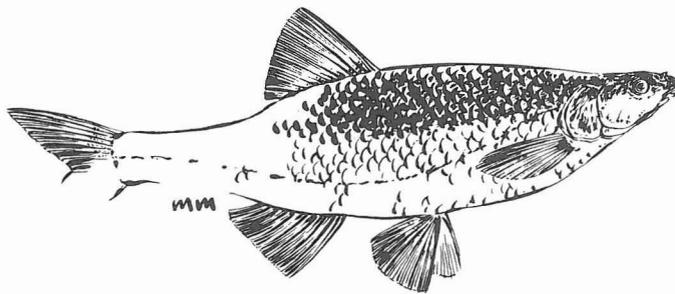
tad de inventariarlos pero aportó al concepto de biodiversidad un nuevo tema, nunca antes considerado, y ejerció una profunda influencia en la selección de sitios para la red Natura 2000. El período 1992-96 quedó, pues, caracterizado por la inventariación de los hábitats y de una serie de especies, entre ellas las plantas y los invertebrados, que hasta entonces no habían sido tenidas en cuenta.

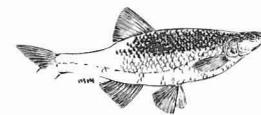
La fecha de 1996 que marca el comienzo de la tercera fase es más teórica que real, pues si bien fue el momento en que se encomendó la realización del inventario, lo cierto es que el primero de ellos, el de los Peces Continentales, no se inició hasta mediados de 1998. No menos incierta es su terminación en el 2003, que es la prevista para la finalización de los atlas que están en ejecución aunque aún no se han iniciado los de invertebrados, también incluidos en el acuerdo del Congreso de los Diputados. En cualquier caso lo que caracteriza a esta etapa es un nuevo planteamiento. No se trata ya de inventariar las “especies estrella” ni las que figuran en los anexos de una Directiva, sino de recoger información sobre el estado de conservación y la distribución, en cuadrículas de 10x10 km², del mayor número posible de organismos, abriendo nuevas perspectivas para el análisis y la gestión de la biodiversidad española. El Atlas de cada grupo será a la vez su Libro Rojo e incluirá la identificación de las áreas más importantes para cada uno de ellos. Y además, como una ventana hacia el futuro, cada Atlas incluirá la propuesta de sus autores de un sistema de muestreo que permita mantenerlos actualizados.

Hay un último aspecto del Inventario que no quiero pasar por alto y es el de la gran participación de los científicos españoles en este proyecto. Son más de un millar los que a través de sus respectivas asociaciones científicas (AEF, AHE, SECEM, SEO) o de los centros de investigación e instituciones académicas en el caso de los peces y de la flora, están dedicando su tiempo y esfuerzos a la realización de los Atlas, haciendo del Inventario Nacional de Hábitats y Taxones una iniciativa sin precedentes. Como responsable del proyecto este es el aspecto que me resulta más grato y por ello es con el que quiero concluir esta presentación.

Origen y Evolución de la Ictiofauna Continental Española

Ignacio Doadrio
Museo Nacional de Ciencias Naturales. CSIC.





HASTA principios de los años ochenta, como ya ha sido señalado (Lobón-Cerviá este volumen), la literatura científica sobre la ictiofauna continental española es muy escasa. Sin embargo, cabe destacar en esta época inicial las grandes obras de F. Steindachner (1834-1919) y de L. Lozano Rey (1878-1958).

La obra de Franz Steindachner, que ocupó el cargo que dejara vacante en la colección de peces del Museo de Viena J. J. Heckel (1790-1857), fue extraordinariamente prolija, publicando entre 1864 y 1866 los resultados de sus campañas de colecta a lo largo de toda la Península Ibérica. Todo su material fue depositado en las colecciones del Museo de Historia Natural de Viena, donde permanece en la actualidad en buen estado de conservación.

Las numerosas descripciones de la ictiofauna ibérica y muchas de las interpretaciones que realizó Steindachner sobre nuestra fauna siguen todavía vigentes. La actividad de este investigador, oscurecida durante su estancia en la Universidad de Cambridge (1870-1874) por la figura de L. Agassiz (1807-1873), fue una de las más importantes de la ictiología continental.

Durante el periodo comprendido entre la obra de Steindachner y la de Lozano Rey los trabajos que salen a la luz sobre ictiología son obras de tipo general, publicadas por especialistas en otros campos, como la de Pérez Arcas (realizada en 1865 pero impresa en 1923) o catálogos de faunas regionales como el de Boscá (1916).

El trabajo de Lozano Rey estuvo centrado principalmente en la ictiología marina, destacando, en este campo, su monumental obra de Ictiología Ibérica (1916-1960). Sobre la ictiología continental realizó una obra de síntesis clara y minuciosa (Los peces fluviales de España, Lozano Rey, 1935) que constituyó, en su época, un avance sin precedentes y que en muchos aspectos todavía no ha sido superada en la actualidad. No contando con un material de estudio adecuado en las colecciones del Museo Nacional de Ciencias Naturales, de las que él fue conservador, gran parte del trabajo tuvo que desarrollarse en el Museo de Viena, donde conoció a Steindachner.

La colección que Lozano Rey encontró en el Museo Nacional de Ciencias Naturales no superaba los 1.000 ejemplares. Su actividad científica hizo que se incrementaran a cerca de 6.000 ejemplares (Doadrio, 1989) muy lejos de los más de 200.000 ejemplares que tiene esta colección en la actualidad. Por el contrario la colección de Viena que cuenta hoy día con más de 500.000 ejemplares, entre ellos los "tipos" de muchas de las especies ibéricas, era ya entonces una de las más importantes a escala mundial.

Publicada su obra sobre los peces fluviales, Lozano Rey, abandonó este campo de estudio para dedicarse a la ictiología marina.

La carrera del otro gran ictiólogo de la época F. de Buen y Lozano, sobrino de L. Lozano Rey e hijo del famoso catedrático de Historia Natural O. de Buen, quien escribió una interesante obra ictiológica sobre los peces españoles (De Buen, 1930 y 1935), fue interrumpida por la Guerra Civil ya que tuvo que exiliarse a México, donde desarrollaría una amplia labor científica que continuó posteriormente en Chile hasta su muerte.

Desde entonces hasta la década de los ochenta merecen ser destacados los trabajos realizados por los Ingenieros Ugarte y Vélez de Medrano, que se desarrollaron en el Instituto de Investigaciones y Experiencias y que contribuyeron a aclarar muchos aspectos corológicos.

Desde 1980 hasta nuestros días la ictiología española ha sufrido un empuje verdaderamente considerable que es explicado con detalle en otro capítulo de este mismo volumen (Lobón-Cerviá). En Portugal la situación fue buena debido a la labor de C. Almaça y su equipo de investigación.

En la herencia que recibimos, los ictiólogos actuales, de las obras clásicas de Steindachner y Lozano Rey, podemos percibir dos formas de interpretar el origen y evolución de la ictiofauna continental española.

La visión de Steindachner, que encuentra la fauna ibérica muy diferente de la europea, que él conocía bien, dió lugar a que describiera numerosas especies en la Península. Por el contrario Lozano Rey considera a la fauna ibérica próxima a la centroeuropea y por ello determina que algunas de las especies ibéricas no son más que subespecies de taxones centroeuropeos.

Es este último modelo, basado en un origen exclusivamente centroeuropeo para nuestra ictiofauna y con baja diversidad comparada con otras ictiofaunas europeas, el que ha prevalecido a lo largo del tiempo (ver Banarescu, 1960 y Almaça, 1976).

Esta baja diversidad, considerada por estos autores, unida al excelente trabajo ya realizado por Steindachner y Lozano Rey pudieron ser algunas de las razones por las cuales los científicos han mostrado a lo largo de casi 50 años una falta de interés por el estudio de nuestra ictiofauna.

Asimismo, este desinterés se ha dejado notar en la política de conservación que ha tratado a la fauna ictiológica como de segundo orden frente a otra fauna de vertebrados, incluso a la hora de gestionar espacios acuáticos.

Sin embargo, en los últimos años la evolución de la ciencia y la tecnología así como del propio país, ha puesto en manos de los investigadores unas poderosas herramientas para conocer la diversidad real, el origen y evolución de nuestra ictiofauna continental.

La labor de campo que no se realizaba de una forma sistemática y extensa desde mediados del siglo XIX por las dificultades que existían, si exceptuamos los trabajos del Instituto Forestal de Investigaciones y Experiencias en España y de la Universidad de Lisboa, se ha incrementado en los últimos años sustancialmente por la introducción de los métodos de pesca eléctrica y por la disponibilidad de una buena red vial de carreteras. Ello ha permitido un formidable avance en el conocimiento de la distribución de nuestra ictiofauna continental del cual este Atlas pretende ser un fiel reflejo.

En cuanto a la labor de análisis, la introducción de la biología molecular así como los sistemas de computerización y el mejor acceso a las fuentes de información han supuesto una revisión con fuentes de datos muy diversas del origen y evolución de nuestra ictiofauna.

En este trabajo se pretende realizar una síntesis de los conocimientos actuales sobre el origen y evolución de la ictiofauna que complementen los datos corológicos que se exponen en este Atlas de los peces fluviales de España.

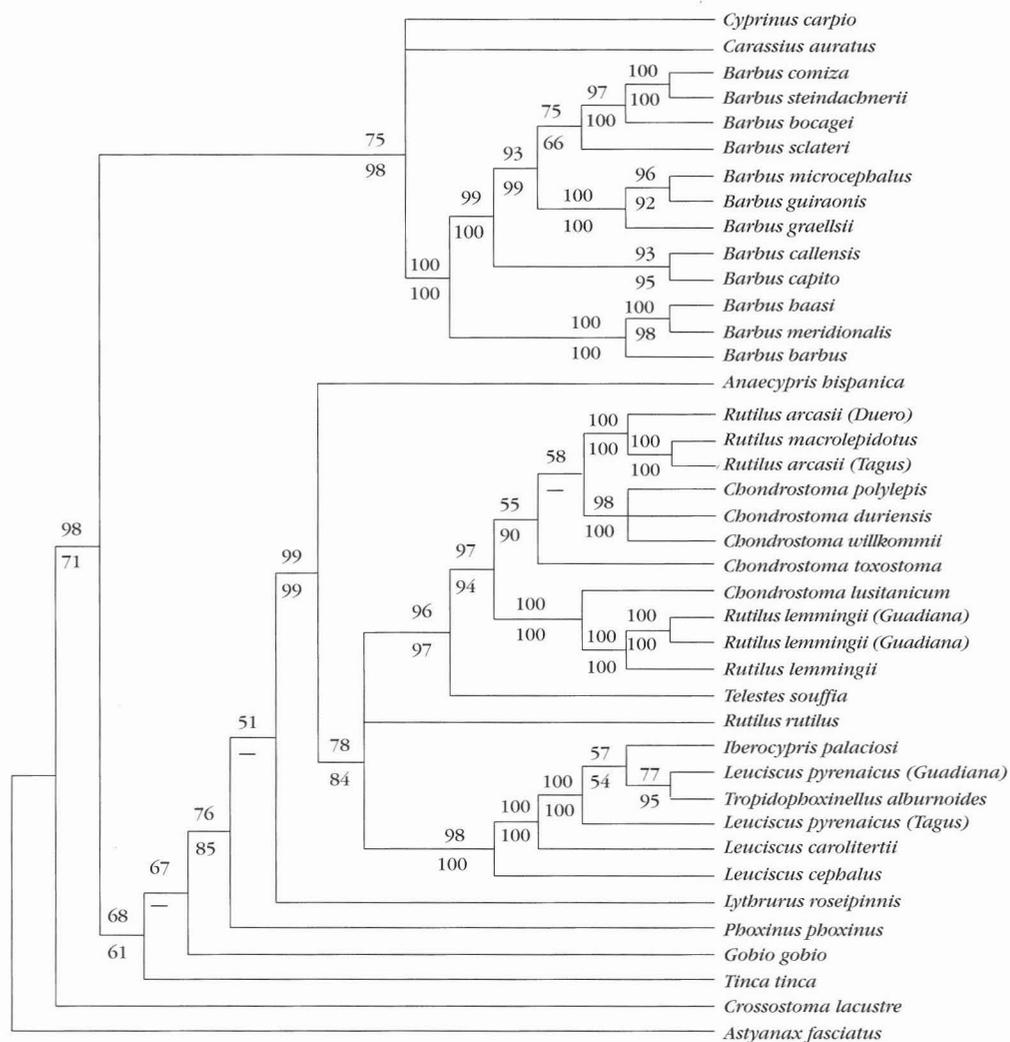
Familia Cyprinidae

Las relaciones filogenéticas de nuestros peces de agua dulce no han sido realizadas desde una visión global, aunque sí han sido postuladas algunas hipótesis de relaciones para los ciprínidos, la familia más diversificada y sin duda representativa de la ictiofauna dulceacuícola peninsular. Las dos filogenias generales que existen de esta familia utilizaron como fuente de caracteres los 1140 pares de bases del citocromo *b* del ADN mitocondrial (Zardoya y Doadrio, 1998, 1999).

De los resultados (Fig. 1) del trabajo de Zardoya y Doadrio (1998) se desprende la existencia de dos grandes grupos que constituyen las subfamilias Barbinae y Cyprininae y que todos los endemismos ibéricos se pueden agrupar en sólo cinco grupos diferentes (*Barbus*, *Luciobarbus*, *Chondrostoma*, *Squalius* y *Anaecypris*). Cada uno de estos grupos, excepto *Anaecypris*, está extraordinariamente diversificado.

FIGURA 1

Hipótesis de relaciones filogenéticas para los ciprínidos españoles basada en la secuencia completa del citocromo *b* (Zardoya y Doadrio, 1998). Los números son valores de Bootstrap. Por arriba de las ramas Máxima Parsimonia y por debajo los correspondientes a las distancias de HKY85.



Ello apoya las teorías ya clásicas de un aislamiento muy prolongado de la Península Ibérica, sin colonizaciones de faunas africanas o europeas, al menos desde el Mioceno superior, hace 5.5 millones de años, y donde los procesos de especiación fueron locales y se originaron en el interior de la Península (Doadrio *et al.*, 1991). En contraposición, las faunas centroeuropeas poseen un elevado número de géneros poco diversificados, lo que puede ser interpretado como la existencia de un mayor intercambio de faunas a través de colonizaciones.

El origen y relaciones de los ciprínidos ibéricos con respecto a otras faunas fueron analizadas posteriormente por estos mismos autores (Zardoya y Doadrio, 1999). De las relaciones propuestas destaca (Fig. 2) la existencia de clados, en los cuales taxones ibéricos son grupo hermano de taxones del sur de Grecia y Asia (como *Barbus capito*, *Barbus brachycephalus*, *Barbus graecus*, *Barbus albanicus* y *Squalius keadicus*) con respecto a los de Europa Central.

Los cinco grandes grupos previamente identificados de ciprínidos ibéricos mostraron unas relaciones evolutivas diferentes, lo que da lugar a un modelo de origen y evolución de nuestra fauna complejo, que se aleja de la explicación única que venía aceptándose por diferentes autores (Banarescu, 1960, Almaça, 1976). Brevemente se pueden sintetizar de la forma que se detalla a continuación:

Chondrostoma: Destaca la monofilia de todos los representantes del género *Chondrostoma* presentes en la Península Ibérica, el cual incluye también las especies que se venían integrando en el género *Rutilus*. Se encuentran en el mismo grupo las otras especies europeas del género *Chondrostoma* y basales al mismo el género *Telestes*. Este último género había sido tradicionalmente considerado como relacionado con el género *Leuciscus*. En ausencia de otros datos y debido a

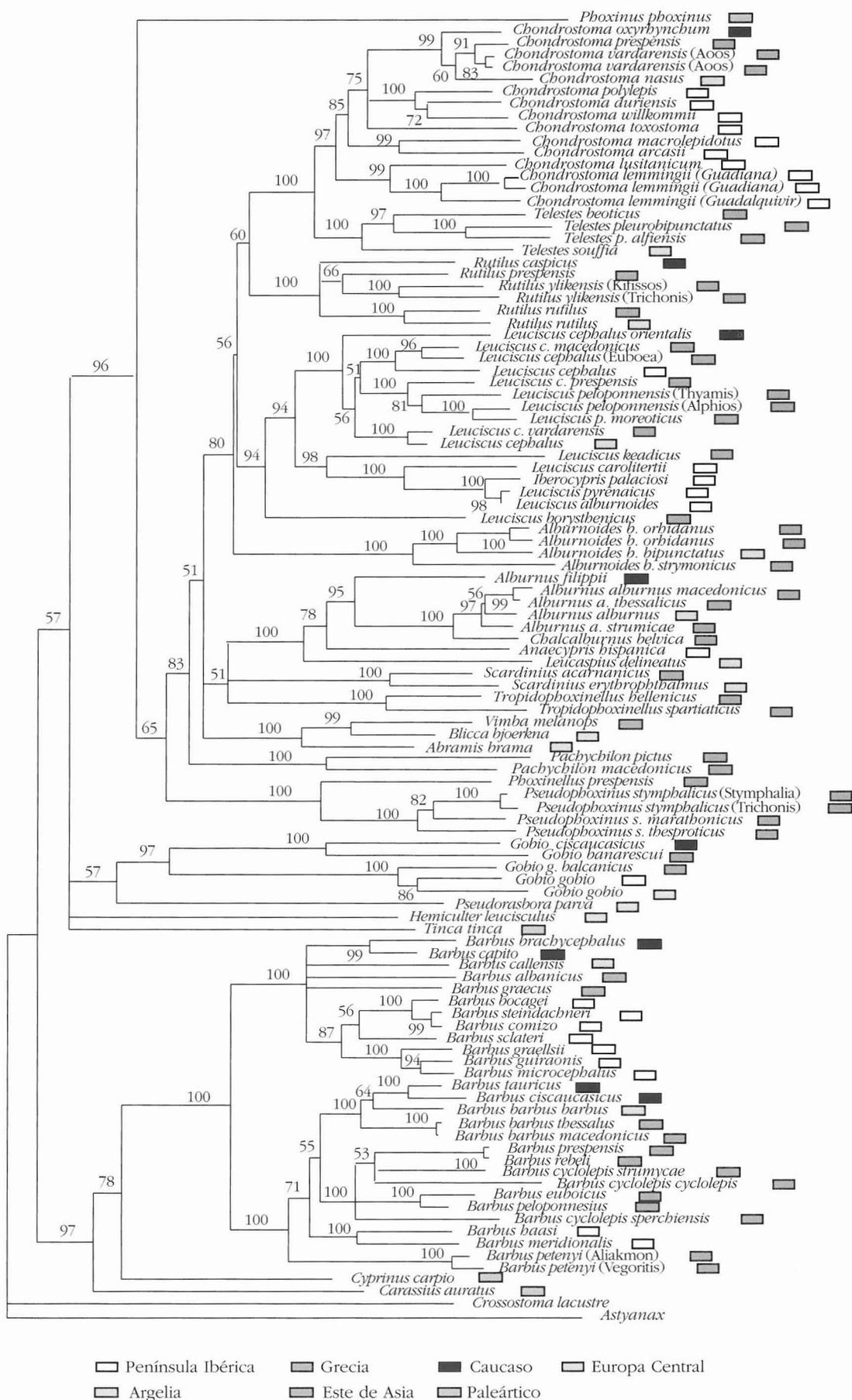


FIGURA 2

Relaciones filogenéticas de los ciprínidos europeos usando un Neighbour Joining con distancias de HKY85y. Números son valores de Bootstrap sobre 500 replicas (Zardoya y Doadrio, 1999).

que *Telestes* se distribuye por Europa debe asumirse que el género *Chondrostoma* tiene un origen europeo.

Squalius: De origen polifilético, existen dos grupos diferentes, uno compuesto por las especies endémicas *S. pyrenaicus* y *S. carolitertii* y otro por la especie *Squalius cephalus* que fue identificada por primera vez en España en época reciente (Doadrio *et al.*, 1985). Las poblaciones españolas de esta última especie parecen estar más relacionadas con las del noreste de Grecia que con las centro-europeas, lo que plantea muchas dificultades a la hora de buscar una explicación biogeográfica. Las especies endémicas españolas, sin embargo, tienen como grupo hermano las especies del sur de Grecia (*S. keadicus*). Estas vicarianzas en el género han provocado interesantes discusiones sobre su origen y evolución que son detalladas más adelante.

Anaocypris: Su grupo hermano lo constituye el género *Alburnus* tal y como ya había sido postulado anteriormente (Collares-Pereira, 1983), aunque posteriormente se relacionara inexplicablemente a *Anaocypris* con el género *Chondrostoma* (Bogutskaya y Collares-Pereira, 1997). Sin embargo estas relaciones son sólo tentativas ya que en el análisis faltan algunas especies del norte de África y Balcanes que pudieran estar relacionadas.

Barbus: En la Península están presentes dos subgéneros: El subgénero *Barbus* constituido por las especies reófilas *B. meridionalis* y *B. baasi* cuyo grupo hermano son las especies europeas y el subgénero *Luciobarbus*, constituido por especies limnófilas, cuyo grupo hermano lo forman principalmente especies asiáticas y africanas.

A la luz de estos resultados se puede concluir que el origen de los ciprínidos en la Península debe ser múltiple lo cual no es refutado por las evidencias paleontológicas que tenemos.

Los primeros registros fósiles de ciprínidos en España datan del Oligoceno superior (Cabrera y Gaudant, 1985). La misma época en que comienzan a aparecer los ciprínidos en otros yacimientos de Europa y a ser menos abundantes los Characiformes, hoy día restringidos a los trópicos, dando origen a una de las más importantes sustituciones de la ictiofauna dulceacuícola “ la gran ruptura de Stehlin” originada por el cierre del estrecho de Turgai, que pone en contacto permanente Asia y Europa, y el enfriamiento general del Planeta.

La ictiofauna continental durante el Mioceno de la Península Ibérica está constituida, por tanto, por ciprínidos, principalmente de la subfamilia Leuciscinae y con algunos representantes de los órdenes Perciformes, Siluriformes y Ciprinodontiformes (De la Peña, 1995), así como Characiformes que en la Península Ibérica tiene el último registro conocido para Europa (Antunes *et al.*, 1996).

Sin embargo, a partir del Mioceno superior hace 5 Ma. y con la crisis de salinidad del Mediterráneo se produjo la otra gran sustitución faunística que provoca la extinción de Perciformes, Siluriformes y Characiformes y comienzan a ser frecuentes en los yacimientos Cypriniformes de la familia Cobitidae y del subgénero *Luciobarbus*, mientras que los Cyprinodontiformes permanecen. Los relojes moleculares aplicados a estos grupos coinciden bastante bien con los datos paleontológicos dando un origen aproximado para los ciprínidos de 38 Ma. (Zardoya y Doadrio, 1999).

Debido a la complejidad de la familia Cyprinidae, parece adecuado que un análisis sobre el origen y evolución de nuestros peces de agua dulce se haga independientemente para cada uno de los grupos monofiléticos, como se trata a continuación.

Género *Barbus*

El género *Barbus* es uno de los más diversificados de la Península Ibérica con 8 especies (*B. bocagei*, *B. comizo*, *B. graellsii*, *B. guiraonis*, *B. baasi*, *B. meridionalis*, *B. microcephalus* y *B. sclateri*). Estas especies se pueden dividir en dos grandes grupos las dos especies de hábitos reófilos (*B. meridionalis* y *B. baasi*) y el resto de especies con hábitos limnófilos (*B. bocagei*, *B. comizo*, *B. graellsii*, *B. guiraonis*, *B. microcephalus* y *B. sclateri*).

La división de estos dos grupos en dos subgéneros *Barbus* y *Luciobarbus* ha sido propuesta por Doadrio (1990). Con posterioridad se describió el género *Messinobarbus* (Bianco, 1998), que al igual que

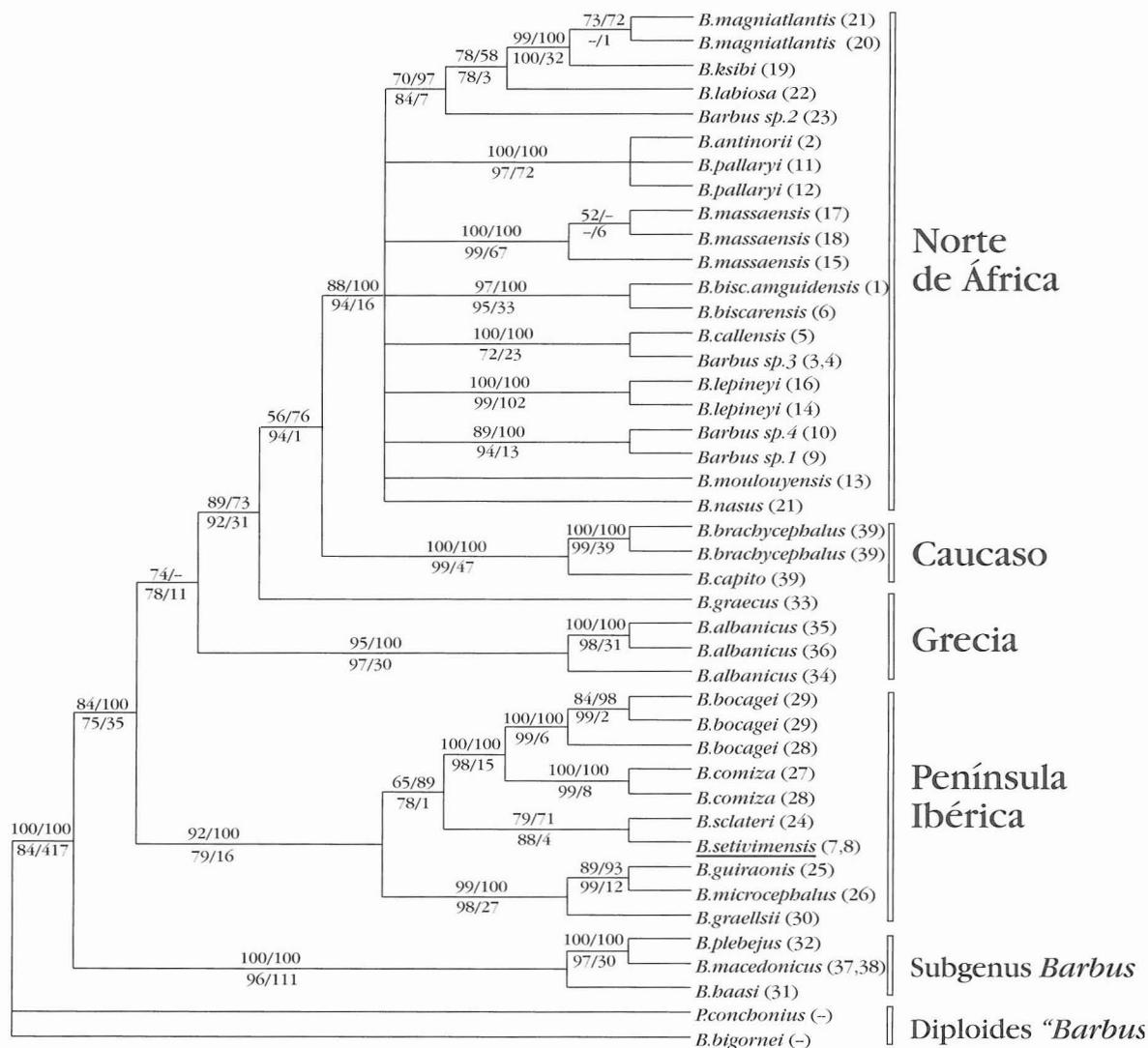


FIGURA. 3
Relaciones filogenéticas de del subgénero *Luciobarbus* basadas en las secuencias de las ATPasas seis y ocho y el citocromo *b*. Números. El primero arriba a la izquierda bootstrap para máxima parsimonia. El siguiente arriba valores de Bootstrap para Neighbour Joining. Abajo a la izquierda valores de Bootstrap para Máxima Verosimilitud. El siguiente abajo índices de Bremer.

Aspiobarbus, son sinónimos de *Luciobarbus*. Morfológicamente *Luciobarbus* es más similar a *Capoeta* que a *Barbus* por lo cual debería ser considerado un subgénero de *Capoeta* o un género diferente.

Tradicionalmente los barbos del subgénero *Luciobarbus* de la Península Ibérica fueron relacionados con especies limnófilas centroeuropeas como *Barbus barbus*. Sólo Karaman (1971), en un trabajo muy controvertido (ver Almaça, 1972), puso en duda la hipótesis clásica al incluir a algunos taxones ibéricos dentro de la especie asiática *B. capito*. Sin embargo, este autor relacionaba *B. meridionalis* con *B. capito*, y a *B. comizo* en una línea diferente a la del resto de barbos ibéricos. Por tanto, no es hasta mucho después cuando se establece que la mayor parte de los barbos ibéricos (*B. bocagei*, *B. comizo*, *B. graellsii*, *B. guiraonis*, *B. microcephalus* y *B. sclateri*) están filogenéticamente más próximos a las especies norteafricanas y asiáticas (Doadrio, 1984, 1990) que a las centroeuropeas. El alto número de evidencias sobre estas relaciones a través de datos procedentes de aloenzimas (Machordom *et al.*, 1995), parásitos (El Gharbi *et al.*, 1993), ADN mitocondrial (Zardoya y Doadrio, 1998) y morfología (Miranda y Escala, 2000) ha llevado a refutar de forma contundente la hipótesis clásica. Sin embargo, recientemente se ha vuelto a dudar de estas relaciones (Callejas y Ochando, 2000) basándose en un error de datos que en el mejor de los casos se debe a la mala identificación de los ejemplares, ya que confunden *Barbus baasi* con *Barbus graellsii* y/o *Barbus bocagei*. Un error especialmente grave, ya que como dice el propio Darwin «Los datos falsos son muy perjudiciales para el progreso científico, porque suelen perdurar mucho, mientras que las opiniones falsas, si están apoyadas por indicios, hacen poco daño, porque todo el mundo se dedica al saludable placer de probar su falsedad».

Los primeros fósiles conocidos de *Luciobarbus* en la Península Ibérica datan del Plioceno inferior, (5 Ma.) de la cuenca de Guadix-Baza (Doadrio y Casado, 1989). Debido a su gran capacidad de dispersión y tolerancia a niveles altos de salinidad, se ha postulado que la desecación del Mediterráneo debió favorecer su dispersión que también fue aprovechada por otros grupos eurihalinos y euritérmicos como los ciprinodóntidos (Doadrio, 1994).

Sin embargo, entre la hipótesis inicial basada en caracteres osteológicos (Doadrio, 1984) y las posteriores fundamentadas en caracteres moleculares (Zardoya y Doadrio, 1998) existe una diferencia sustancial que no ha sido, a nuestro juicio, bien analizada. En la hipótesis inicial son las especies africanas las hermanas de las ibéricas, mientras que en las posteriores las especies ibéricas son basales a las africanas y asiáticas. La estrecha relación entre ibéricas y africanas es sólo un hecho puntual (ver Fig. 3) y ocurre sólo entre las ibéricas y algunos taxones del Rif argelino (Machordom y Doadrio, 2001).

Este nuevo panorama de relaciones hace necesaria una profunda revisión de la biogeografía del grupo. Así Doadrio (1984 y 1990), por primera vez, sugiere una hipótesis alternativa a la clásica que se basaba en un modelo estrictamente dispersalista, el cual proponía la entrada del género *Barbus* desde Europa antes de que se formara la barrera pirenaica pasando después al norte de África durante el Meseniense (Banarescu, 1960, 1989 y 1992, Almaça, 1976 y 1988). La hipótesis de Doadrio (1984) pretendió ser una crítica a las tradicionales explicaciones dispersalistas que ya habían sido puestas en duda por Platnick (1976), basándose en el criterio de demarcación científica de Popper (1962), tan en boga en aquella época, pero que ha sido profundamente criticado en los últimos años, ver Mayr (1998) para una revisión. Por tanto este modelo sólo pretendía ser una hipótesis de las barreras operantes que dieron lugar a la especiación del género *Barbus*. Este modelo propugna una barrera entre África y España al comienzo del Plioceno con la apertura del Estrecho de Gibraltar y una barrera situada en la apertura del Mar Rojo durante el Mioceno Medio. Sin embargo, ha sido interpretada como una teoría dispersalista más (ver Berrebi *et al.*, 1996) siendo el debate en la actualidad si los barbos colonizaron España en el Mioceno Superior debido a una gran dispersión a través del Mediterráneo durante la fase Lago Mare (Bianco, 1990) o si lo hicieron a través de puentes intercontinentales (Doadrio, 1994). Sin embargo, el nuevo modelo de relaciones filogenéticas no cambia las barreras pero sí el tiempo en el cual éstas causaron divergencia entre las poblaciones. La barrera entre las poblaciones asiáticas y africanas tuvo que formarse con posterioridad a la apertura del estrecho de Gibraltar seguramente a mediados del Plioceno. Asimismo, debió existir una conexión entre las Kabilias Argelinas y la Península Ibérica que duró más allá de la crisis Meseniense hasta bien avanzado el Plioceno (Machordom y Doadrio, 2001).

Si se confirman las estrechas relaciones entre *Capoeta* de Asia Menor y *Luciobarbus* de España, sería un primer dato para considerar que el intercambio de fauna terrestre bien documentado entre Asia menor, Balcanes, Italia y España durante el Mioceno medio también operó para la ictiofauna continental. Si ello es cierto, ejemplares de *Luciobarbus* deben aparecer en el registro fósil antes del Mioceno Superior. La crisis Meseniense habría servido para colonizar muchas regiones de Asia y del norte de África.

En cuanto a las relaciones interespecíficas se observa una estrecha relación entre las especies mediterráneas (*B. guiraonis* y *B. graellsii*) y la especie *B. microcephalus* de la cuenca del Guadiana. Esta relación del Guadiana con fauna mediterránea ya ha sido puesta de manifiesto con otras especies y se ha interpretado como debida a una conexión entre el Júcar y Guadiana durante el Plio-Pleistoceno (Perdices *et al.*, 2000). En la estructura intraespecífica hay una escasa diferenciación entre las poblaciones, que puede ser explicada como consecuencia de su capacidad dispersiva con hábitos migratorios durante la época reproductiva.

El periodo de especiación en el género *Barbus* se considera que tuvo lugar al mismo tiempo que la formación de las cuencas fluviales al final del Plioceno. Ello se basa en la distribución actual que encontramos con especies aisladas en cuencas fluviales excepto pequeños contactos en la cuenca del Guadiana, que se interpretan como consecuencia de dispersiones posteriores (excepción hecha de la especie *Barbus comizo*). Sin embargo la relación encontrada entre poblaciones de *B. setivimensis* de las Kabilias argelinas y *B. sclateri* tuvo que ser anterior a la formación de las cuencas y por tanto la especiación entre los barbos ibéricos debería ser anterior a la formación de las cuencas fluviales y su especiación tendría lugar en base a las cuencas terciarias.

En cuanto a *B. comizo*, una especie adaptada a ríos profundos de aguas lentas, es el único taxón cuya área de distribución es totalmente simpátrida con otros barbos ibéricos del subgénero *Luciobarbus*. Este hecho plantea un interesante problema sobre los mecanismos de especiación que han actuado, ya que no es posible reconocer una barrera que haya dado lugar a especiación por alopatría. Una especiación incipiente y en simpatría ha sido postulada también para el grupo de *Barbus intermedius* viviendo en el Lago Tana (Etiopía) (Nagelkerke *et al.*, 1994). Una cierta similitud entre *B. intermedius* y *B. comizo* puede ser hecha: ambas especies son poliploides, hexaploide *B. intermedius* y tetraploide *B. comizo*, viven en ambientes lóticos con muchos recursos disponibles, una baja diversidad de especies de peces y las dos presentan una alta plasticidad fenotípica. Esta plasticidad fenotípica ha dado lugar a que los autores portugueses (Collares-Pereira y Madeira, 1990; Almaça, 1995) consideren la existencia de otro taxón diferente *B. steindachneri* con la cabeza menos afilada que *B. comizo*.

En referencia a las especies *B. haasi* y *B. meridionalis* estas se encuentran dentro de un grupo de especies reófilas que viven en el norte de España, sur de Francia, norte de Italia, Balcanes, Europa oriental, Turquía y Cáucaso. Su grupo hermano lo constituyen *B. caninus* del norte de Italia y *B. petenyi* del Danubio y Grecia (Tsigenopoulos y Berrebi, 2000). La presencia de fósiles de *B. meridionalis* en el Mioceno del sur de Francia (Persat y Berrebi, 1990) ha llevado a sugerir que desde el sur de Francia se dispersaron hacia Italia y el Danubio durante el Plioceno (Tsigenopoulos y Berrebi, 2000). En cuanto a *B. haasi* tuvo una taxonomía compleja ya que algunos autores la consideraron una subespecie de *B. capito* (Karaman, 1971) o sinónimo de *B. bocagei* (Almaça, 1971) o subespecie de *B. plebejus* (Almaça, 1982). Sin embargo estudios posteriores han demostrado que se trata de una especie hermana de *B. meridionalis* (Machordom *et al.*, 1995; Zardoya y Doadrio, 1998). Una zona híbrida entre estas dos especies fue descrita (Machordom *et al.*, 1990), mostrando la posible inexistencia de barreras entre especies bien diferenciadas y que fueron incluso, como acaba de señalarse, no consideradas como próximas.

Género *Squalius*

La taxonomía del género *Squalius* y los mecanismos evolutivos que han operado en el mismo han dado lugar, en los últimos años, a una extensa literatura que ha supuesto una nueva concepción e interpretación de los orígenes, diversidad y evolución del género.

Las filogenias actuales (Briolay *et al.*, 1998 y Gilles *et al.*, 1998) sitúan a este género muy alejado de *Leuciscus* donde hasta ahora estaba incluido como un subgénero (Banareescu, 1964, Doadrio y Carmona, 1998).

Se considera que el género *Squalius* se originó en el oeste asiático ya que las especies basales en las filogenias son *S. borysthenicus* (Zardoya *et al.*, 1999), cuya distribución actual se extiende alrededor del mar Negro, un remanente del antiguo Paratethys y *S. smyrnaeus* (Durand *et al.*, 2000) que se localiza en Turquía. Este origen y la existencia de un grupo monofilético constituido por todos los taxones europeos excepto algunos de los Balcanes y de las Penínsulas mediterráneas ha dado lugar a un nuevo modelo biogeográfico (Durand *et al.*, 2000). Este modelo propone una dispersión durante el Plioceno terminal-Pleistoceno para el grupo europeo y sugiere, basándose en datos de Durand no publicados, una dispersión Meseniense para las especies situadas en las penínsulas mediterráneas. Posteriormente habría contacto entre las dos líneas con probable hibridación entre ellas.

El modelo propuesto por Durand *et al.* (2000) se atribuye el ser el primero que da un origen oeste asiático y posterior dispersión para un grupo de peces de agua dulce. Sin embargo, este modelo es

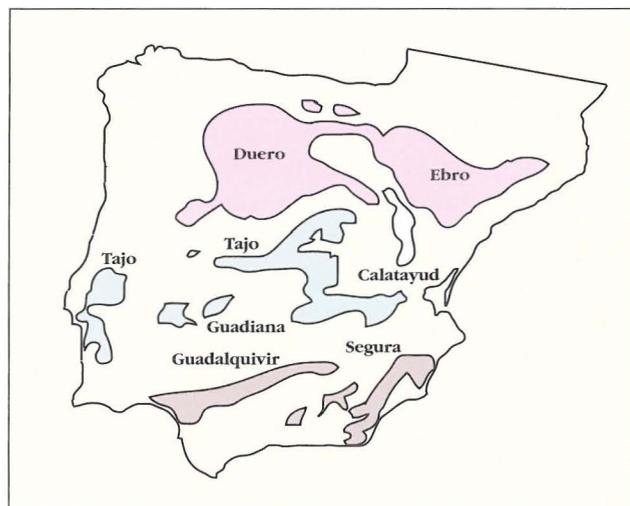


FIGURA 4

Mapa de la Península Ibérica representando las cuencas endorreicas terciarias según Calvo *et al.*, (1993).

uno de los más antiguos para los ciprínidos (Banarescu, 1960; 1973; Karaman, 1971, Kosswig, 1973) así como para otros organismos y en líneas generales no es más que un caso concreto de la más clásica de las teorías biogeográficas para los peces dulceacuícolas (Darlington, 1957; Briggs, 1979).

La dispersión Meseniense, que estos mismos autores sugieren (Durand *et al.*, 2000), es en realidad la teoría ya clásica de Bianco (1990) que se apoya en las estrechas relaciones filogenéticas de las especies del sur de Grecia, Italia y España y en la ausencia de fósiles de ciprínidos en las penínsulas mediterráneas hasta el Mioceno superior.

Sin embargo, en este modelo surgen varios problemas: el primero es de orden nomenclatural, ya que se considera dentro de *Squalius cephalus* una gran diversidad de especies que están bien diferenciadas y aisladas genéticamente (ver Doadrio y Carmona, 1998), dando por tanto lugar a comparaciones entre objetos diferentes, lo que Durand *et al.* (2000) consideran como *S. cephalus* y lo que tradicionalmente se ha entendido por *S. cephalus*. El error, a mi juicio, proviene de una mala interpretación por parte de Durand *et al.* (2000) de lo que Bianco (1983) considera el «*Leuciscus cephalus* species complex» el cual hace referencia simplemente al género *Squalius*.

Otra de las lagunas del modelo se basa en la falta de una explicación razonable para el grupo hermano que forman las poblaciones de *S. cephalus* de Grecia y España.

Además, como ya ha sido señalado se conocen fósiles de *Squalius* en el Mioceno medio de Portugal (Gaudant, 1977), indicando la presencia mucho más temprana del género *Squalius* en la Península Ibérica (ver Zardoya *et al.*, 1999).

Un modelo general en el cual existen dos grandes grupos monofiléticos uno centroeuropeo y otro en las penínsulas mediterráneas con origen oeste asiático debe ser el más razonable, pero tanto las barreras que provocaron aislamiento como los fenómenos de dispersión tienen que reinterpretarse. Debe considerarse que de la misma forma que el grupo monofilético de las penínsulas mediterráneas y Balcanes ha dado lugar a diferentes especies, que son unánimemente reconocidas en la literatura científica, el grupo europeo, con un similar origen y alta diferenciación genética, está compartimentado en diversas especies, algunas de las cuales no fueron reconocidas por Durand *et al.* (2000).

La interpretación de las barreras operantes en la especiación y dispersión de ambas líneas evolutivas es difícil. En el linaje centroeuropeo tanto la configuración del Paratethys como la formación de las cuencas fluviales y su posterior contacto a través de los periodos glaciales deben haber sido los principales fenómenos paleogeográficos y paleoclimáticos que actuaron.

En el linaje meridional la conexión entre Asia, Grecia, Balcanes, Italia y Península Ibérica durante el Mioceno, bien documentado para faunas de mamíferos, debió ser el origen de este linaje y la ruptura de esta conexión debió dar lugar a la diversidad que encontramos actualmente. La desecación Meseniense no debió influir decisivamente en la dispersión del género *Squalius* y la fase Lago Mare debió actuar sólo de forma local. Por el contrario la reducción de los cuerpos de agua, durante el Meseniense, sí pudo dar lugar a una separación de las poblaciones.

Las relaciones entre las especies presentes en la Península Ibérica (Sanjur *et al.*, en prensa) pueden verse en la Fig.5. Se reconocen las dos líneas filogenéticas presentes también en el resto de Europa, una de ellas representada por *S. cephalus* y la otra por cuatro especies: *S. aradensis*, *S. carolitertii*, *S. pyrenaicus* y *S. torgalensis*. Como ya se ha señalado, *S. cephalus* de España se relaciona con las poblaciones del norte de Grecia mientras que los endemismos ibéricos lo hacen con *S. keadicus* del sur de Grecia, y *S. lucumonis* de Italia. Dentro de este último grupo, las especies del sur de la Península *S. aradensis* y *S. torgalensis* se sitúan en una posición basal. La especie *S. pyrenaicus* tiene una estructura poblacional muy marcada con varias poblaciones diferentes, las cuales son:

1. Poblaciones de las cuencas levantinas excepto las del Júcar.
2. Poblaciones de la cuenca del Guadiana.
3. Poblaciones de las cuencas Guadalquivir y Segura.
4. Poblaciones de las cuencas del Tajo y Júcar (excepto la subcuenca del Alagón).
5. Poblaciones de la subcuenca del Alagón.

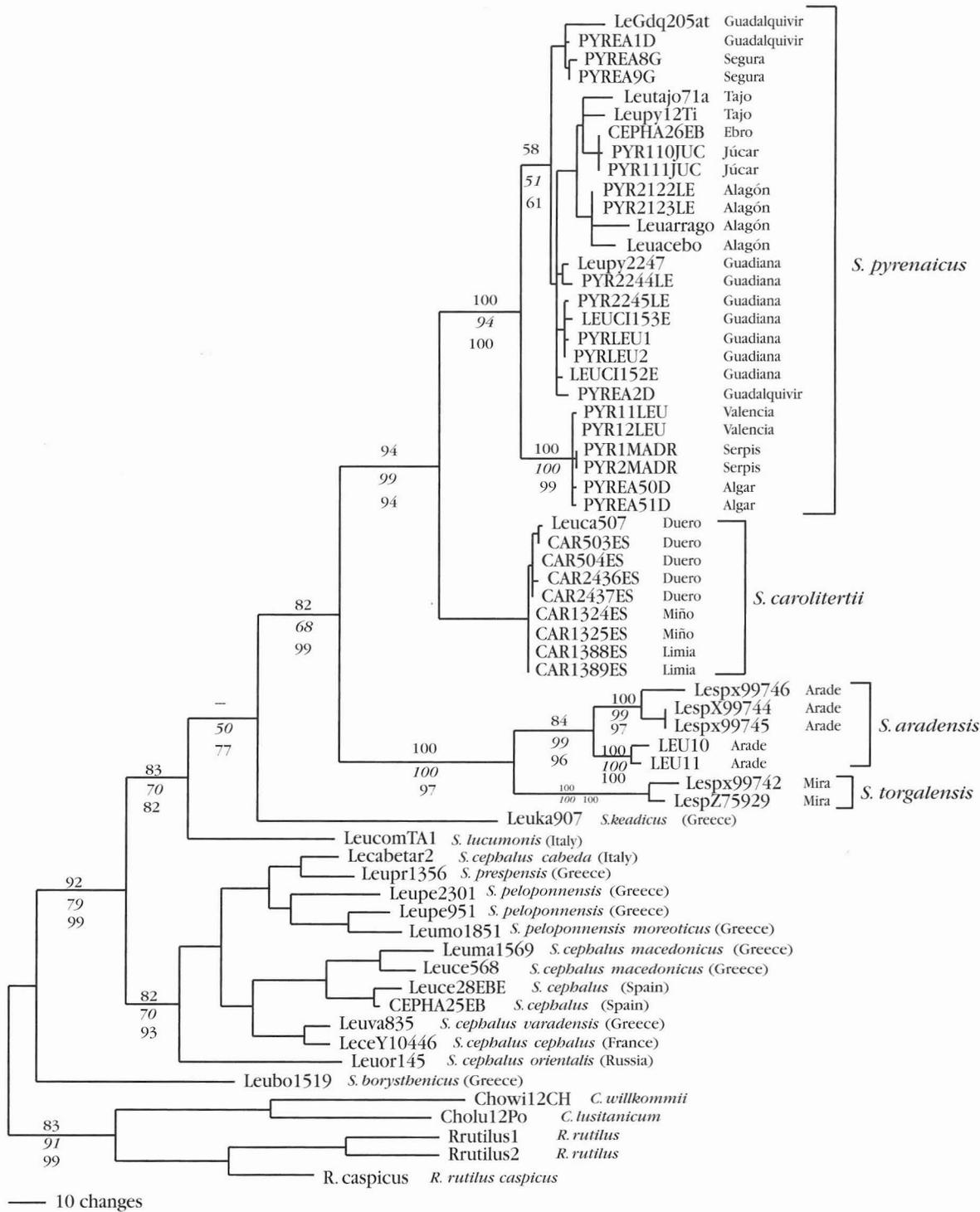
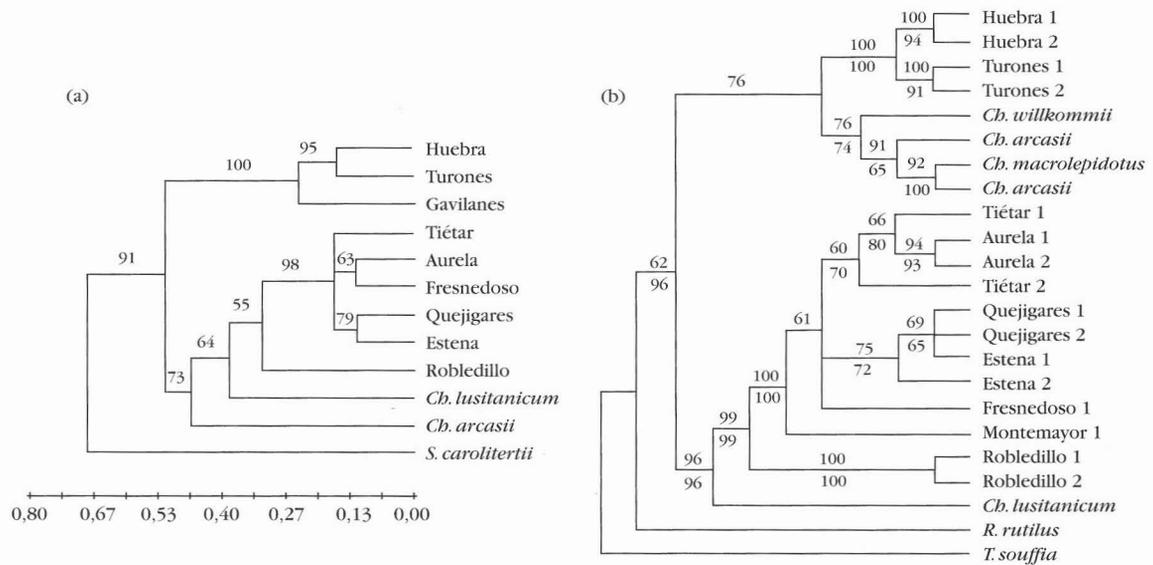


FIGURA 5
Relaciones filogenéticas del género *Squalius* en la Península Ibérica basadas en las secuencias completas del citocromo *b*. Números son valores de Bootstrap para un análisis de distancias de HKY85, Máxima parsimonia y Neighbour Joining (Sanjur *et al.*, en prensa)

La baja capacidad de dispersión de las especies de este género es la responsable de esta estructura poblacional en la que destaca la existencia de dos grupos poblacionales dentro de una misma cuenca fluvial como la del Tajo. Este tipo de estructuración no aparece en otros géneros de ciprínidos más dispersalistas, como el género *Barbus*, en el que se mantiene un mayor flujo genético entre poblaciones. La distribución geográfica de las poblaciones de *Squalius* en la Península parece indicar una diferenciación anterior a la formación las cuencas actuales entre finales del Plioceno y comienzos del Pleistoceno. Un estudio poblacional completo del género *Squalius* debe ser un buen modelo para contrastar los datos modelos paleogeográficos vigentes.

FIGURA 6

Relaciones filogenéticas entre diversas poblaciones de *Ch. lemmingii*. a) UPGMA con datos aloenzimáticos. Números son valores de bootstrap. b) Árbol consenso realizado con Maxima parsimonia (valores de Bootstrap por encima de las ramas) y con distancias de HYK85 (valores de bootstrap por debajo de las ramas).



Género *Chondrostoma*

Las relaciones filogenéticas de este género son todavía tentativas ya que en los análisis faltan determinados taxones del sur de Europa que pueden resolver los clados que presentan un bajo soporte.

Tampoco parece que se conozca con precisión la diversidad real ya que trabajos recientes (Carmona *et al.*, 2000) han demostrado la existencia de uno o dos taxones todavía no descritos formalmente (ver Fig. 6).

Las relaciones establecidas para las diferentes especies sitúan al grupo *Ch. lemmingii*-*Ch. lusitanicum* basal a los chondrostomas ibéricos (Fig.1) cuya distribución suroccidental de la Península ibérica coincide con *S. aradensis* y *S. torgalensis* que se situaban también basales en la filogenia de los *Squalius*.

Sin embargo, la estructura poblacional y la morfología muestran una división clara entre los grandes y los pequeños *Chondrostoma* que no se refleja en las filogenias moleculares.

Los grandes *Chondrostoma* (*Ch. polylepis*, *Ch. duriense*, *Ch. willkommii*, *Ch. miegii*, *Ch. turiense* y *Ch. arrigonis*) no presentan sus poblaciones estructuradas a lo largo de las cuencas fluviales, debido, al igual que ocurría con el género *Barbus*, a su capacidad de dispersión y migraciones en la época de reproducción.

Su especiación parece obedecer a la división en cuencas fluviales a finales del Plioceno, pero, como en el género *Barbus*, existe una división más antigua que separa vertientes atlánticas y mediterráneas.

Frente a este modelo los pequeños *Chondrostoma* anteriormente incluidos en el género *Rutilus* muestran unas poblaciones más estructuradas que no se encuadran en el esquema de cuencas fluviales. De esta forma la pareja de especies *Ch. arcasii*-*Ch. macrolepidotus* presenta, desde el punto de vista morfológico, cinco poblaciones bien definidas: (1) Galicia, (2) sur de Salamanca, (3) cuencas mediterráneas, (4) Tajo y Duero español, (5) cuencas Portuguesas (Casado, 1995). Los estudios moleculares emprendidos recientemente parecen reconocer parte de estas poblaciones (Doadrio y Carmona, datos no publicados)

Con el binomio *Ch. lemmingii*-*Ch. lusitanicum* (ver Coelho *et al.*, 1997) parece ocurrir lo mismo y se han encontrado ya varias poblaciones diferentes situadas en la parte meridional de su distribución.

En cuanto al registro fósil aunque durante el Mioceno aparecen algunos dientes atribuibles al género *Chondrostoma*, bien pudiera ser que estos dientes aislados fueran dientes de *Squalius* o *Paleorutilus* con la superficie erosionada. Sin embargo, algunos autores han encontrado parecido morfológico entre *P. pachecoi* del Mioceno medio y *Ch. arcasii*. Evidentemente una revisión de estos fósiles es necesaria. Los primeros datos conocidos con exactitud de *Ch. arcasii* datan del Pleistoceno medio de Ambroña, Soria (Doadrio, datos no publicados).

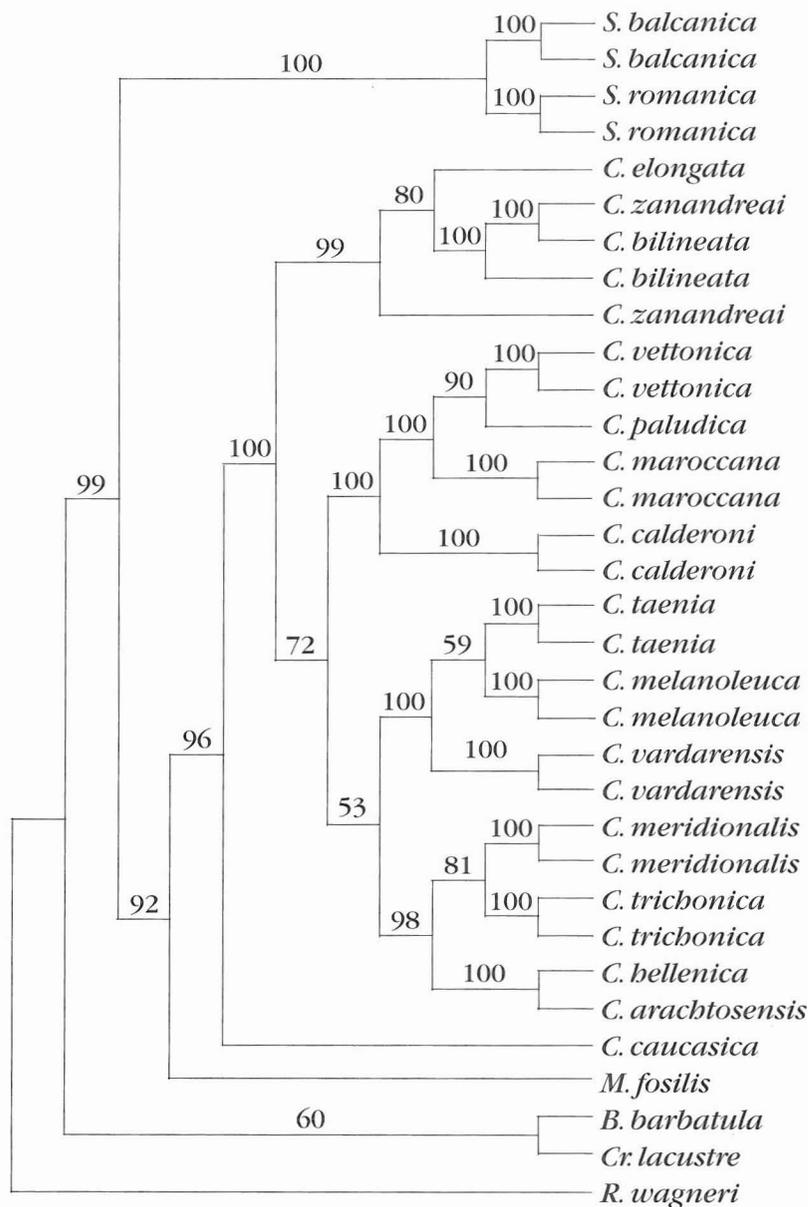


FIGURA 7

Relaciones filogenéticas del género *Cobitis* (Perdices and Doadrio, en prensa b) basadas en las secuencias del citocromo *b* y ATPasas seis y ocho. Los números son valores de Bootstrap para un Maximum Likelihood.

Familia Cobitidae

Sólo tres especies son conocidas para esta familia en la Península Ibérica: *C. calderoni*, *C. paludica*, y *C. vettonica*. La presencia de una serie de caracteres morfológicos compartidos entre *C. paludica* y la especie del norte de África *C. maroccana* han llevado a incluir a ambas especies en el subgénero *Iberocobitis* (Bacescu, 1962), donde también debería de ubicarse *C. vettonica* especie descrita con posterioridad (Doadrio y Perdices, 1997). Sin embargo, la especie *C. calderoni* ha sido incluida en otros subgéneros diferentes *Acanestrinia* (Bacescu, 1962) y *Sabanejewia* (Grossu *et al.*, 1971) por su singular morfología entre la que destaca la ausencia de dimorfismo sexual. Los recientes estudios moleculares entran en contradicción con los estudios morfológicos y sitúan en el mismo grupo monofilético a *C. calderoni* con *C. paludica*, *C. vettonica* y *C. maroccana* (Perdices y Doadrio, en prensa a).

Las relaciones filogenéticas del género en Europa han sido estudiadas mediante secuenciación de los genes citocromo *b* y ATPasas seis y ocho del ADN mitocondrial (Perdices y Doadrio, en prensa b). En este estudio aparecen cinco grandes grupos (Fig. 7).

1. Las especies centroeuropeas (subgénero *Cobitis*).
2. Las especies de Grecia (subgénero *Bicanestrinia*).
3. Las especies ibéricas (subgénero *Iberocobitis* y *Cobitis calderoni*).
4. Las especies italianas (incluidas en el subgénero *Cobitis*) y *C. elongata* de la cuenca del Danubio (subgénero *Acanestrinia*).
5. *C. aff. caucasica* del río Kuba en el Cáucaso. Basal al género *Cobitis* se sitúa el género *Sabanejewia*. Provisionalmente y a la espera de incluir en estos análisis otras especies se debe asumir un origen asiático para el género. Constituyendo la zona situada en el norte de Italia y norte de los balcanes un área en el que se presentan especies más antiguas que las ibéricas, tal y como ocurre para el género *Chondrostoma* y para el grupo meridional del género *Squalius*.

En la Península ibérica el primer y único registro fósil conocido proviene del yacimiento pliocénico de la Higuera, Ciudad Real (Roselló y Doadrio, datos no publicados). La ausencia de otros datos paleontológicos sobre este género es debida al pequeño tamaño de los restos que normalmente se encuentran desarticulados.

Sin embargo, las relaciones filogenéticas parecen indicar un origen anterior al Plioceno para el género *Cobitis* en la Península Ibérica. Ello se manifiesta en la ausencia de monofilia en las especies de la Península, constituyendo un grupo hermano las especies ibéricas *C. vettonica* y *C. paludica* y la nor-teafricana *C. maroccana* con respecto a la otra ibérica *C. calderoni*.

La separación de *C. maroccana* debió ocurrir con la apertura del estrecho de Gibraltar hace 5.5 Ma. durante el Plioceno y por tanto el origen de *C. calderoni* debe ser anterior.

Un análisis poblacional sólo ha sido realizado con detenimiento para *C. calderoni* con caracteres aloenzimáticos (Perdices y Doadrio, en prensa a). El estudio de diversas poblaciones de las tres cuencas hidrográficas donde está presente la especie: Tajo, Duero y Ebro, indica la escasa diferenciación genética entre ellas, estando evolutivamente más próximas las poblaciones del Duero y Tajo.

Para la especie *C. paludica* sólo existe un análisis poblacional muy preliminar que indica la existencia de poblaciones genéticamente diferenciadas (Perdices, 1997).

Familia Cyprinodontidae

En España están presentes dos géneros, *Valencia* y *Aphanius*, considerados en la actualidad monoespecíficos. La presencia de la familia en España es temprana conociéndose fósiles desde el Oligoceno (Gaudant, 1982). El género *Valencia* presenta sólo dos especies *V. hispanica* del Mediterráneo español y *V. letourneuxi* de Grecia cuya diferenciación genética es muy grande y por tanto la divergencia entre ambas especies debe ser temprana. El género se considera más antiguo que *Aphanius* ya que se le relaciona, por sus dientes cónicos, con los géneros *Prolebias* y *Palaeolebias* del Oligoceno y Mioceno temprano de Europa (Villwock, 1999).

El género *Aphanius*, cuya nomenclatura se mantiene aquí hasta que el código de nomenclatura dic-tamine su validez, es de distribución circunmediterránea con poblaciones en el Índico debido a la colonización del canal de Suez. Tanto por morfología (Parenti, 1981) como por caracteres moleculares (Parker and Kornfield, 1995) se le considera próximo al género *Orestias* que se distribuye por el altiplano de Bolivia, Perú y Chile con un centro de alta diversidad en el lago Titicaca. Sin embargo, el bajo soporte en valores de Bootstrap para la filogenia molecular hace dudar de unas relaciones que son difíciles de explicar desde un punto de vista biogeográfico. Los primeros datos en el registro fósil provienen del Mioceno inferior de Cataluña (Gaudant y Rovira-Sendros, 1998).

El origen y evolución de ambos géneros se relaciona con la historia paleogeográfica del Tethys aunque han debido tener una distribución en el Tethys diferente (Villwock, 1999). Este último autor relaciona el tiempo de divergencia y el grado de aislamiento reproductor que presentan determinadas especies y poblaciones. Esta explicación lineal de la especiación, basada en el concepto biológico de especie, es más que dudosa en organismos como los peces donde la especiación no siempre ocurre en alopatría.

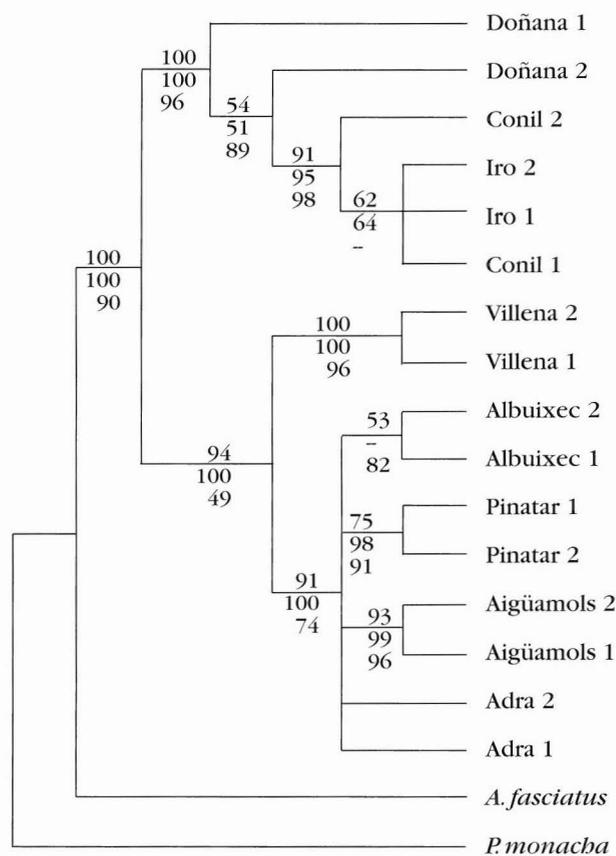


FIGURA 8

Relaciones filogenéticas de las poblaciones españolas de *Aphanis iberus* basadas en las secuencias de los genes citocromo *b* y ATP asas seis y ocho (Perdices *et al.*, en prensa). Los números en las ramas corresponden a valores de Bootstrap para Máxima parsimonia, distancias de HYK85 y Maximun Likelihood.

En España el análisis poblacional del género *Aphanis*, basado en caracteres aloenzimáticos (Doadrio *et al.*, 1996), demuestra la existencia de dos poblaciones bien diferenciadas: una atlántica y otra mediterránea. Las diferencias entre las dos son tanto morfológicas como genéticas por lo que podrían ser consideradas buenas especies. Dentro de las poblaciones mediterráneas, la situada en el canal de desecación de la antigua laguna de Villena presenta caracteres mitocondriales propios (Fernández-Pedrosa *et al.*, 1995). Sin embargo, los estudios basados en caracteres nucleares (Doadrio *et al.*, 1996) no encontraron diferencias con las otras poblaciones mediterráneas. Ello podría ser interpretado como consecuencia de introgresión genética. Esta introgresión pudiera ser debida a un contacto entre las poblaciones costeras y la de Villena cuando se realizó el canal de drenaje de la laguna.

Familia Blenniidae

En España sólo está presente una especie el fraile (*Salaria fluviatilis*) de las dos especies dulcea-cuícolas que tiene la familia. Esta especie presenta una distribución circunmediterránea. En España existen poblaciones a lo largo del Mediterráneo y en algunos puntos de la cuenca del Guadiana y del sur de España. Los análisis genéticos han demostrado que la población de Ruidera al igual que las del lago Trichonis en Grecia son las más diferenciadas.

La única hipótesis conocida implica un ancestro eurihalino que realiza incursiones en agua dulce y dispersiones a través del mar, lo que explicaría la ausencia la homogeneidad observada entre diferentes poblaciones de ríos mediterráneos muy alejadas geográficamente. Este modelo podría ser combinado con uno de múltiples episodios de colonización, lo que explicaría que en los dos lagos de Grecia y España tengan un alelo que también está presente en *S. pavo* y ausente en las poblaciones de ríos. Por tanto la distribución de *S. fluviatilis* parece ser una combinación de un origen en "racimo" y una posterior dispersión y divergencia en nuevas masas de agua.

Familia Salmonidae

Solamente existen dos especies autóctonas en España: el salmón (*Salmo salar*) y la trucha (*Salmo trutta*). El origen y evolución de la trucha (*Salmo trutta*) en Europa han sido intensamente estudiados. Se vienen reconociendo cuatro grandes líneas evolutivas. Dos en el Atlántico (García-Marín & Pla, 1996), uno en las cuencas del Mar Negro, Mar Caspio y Mar de Aral y otro en el Mediterráneo (Osinov & Bernatchez, 1996). Un modelo de refugios durante las glaciaciones y posterior dispersión postglacial ha sido dibujado por García-Marín *et al.* (1999) basándose en caracteres aloenzimáticos. Estos autores reconocen:

1. Un refugio en el este del Mediterráneo y mar Caspio con una migración posterior hacia el noroeste.
2. Un refugio en las cuencas atlánticas del norte de España y sur de Francia con una dispersión posterior hacia el norte.
3. Un refugio en el canal de la Mancha con una radiación hacia el Norte y Este.

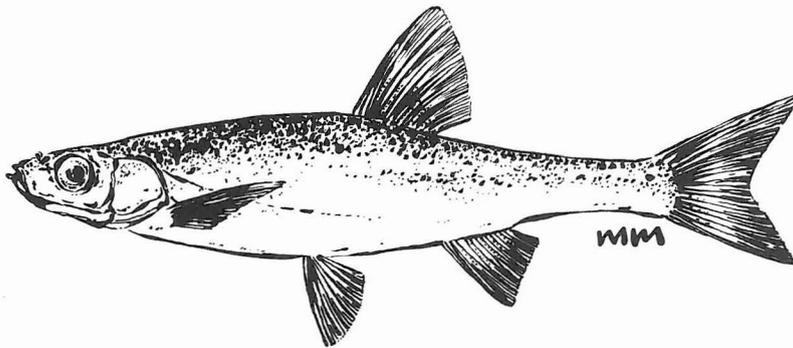
Las poblaciones españolas estarían representadas por dos grandes linajes: uno Atlántico y otro Mediterráneo (García-Marín & Pla, 1996). Un reciente estudio molecular ha demostrado que estos grandes linajes tienen subdivisiones (Machordom *et al.*, 2000). Estas subdivisiones, en las que se pueden incluir todas las poblaciones españolas, son:

1. Poblaciones de las cuencas cantábricas y gallegas.
2. Poblaciones de la cuenca del Duero.
3. Poblaciones de la cuenca del Tajo y ríos Atlánticos de Marruecos.
4. Poblaciones del sur de España.
5. Poblaciones mediterráneas.

Entre Ríos y Peces

20 años de Intensa Investigación

Javier Lobón-Cerviá
Museo Nacional de Ciencias Naturales. CSIC.





RECONOZCO que para mí ha sido una experiencia reveladora, pero no la supongo distinta de la experimentada por cualquier otro ser humano que para cuantificar los tiempos vividos haya tenido que recurrir a las decenas: los años de una vida contados de diez en diez... ¡dan vértigo! Lo curioso del caso es que la ilusionada excitación que me produjo la invitación de Nacho Doadrio para que escribiera este artículo terminó convirtiéndose en un conato de depresión. A punto estuve del síncope al darme cuenta de que él y yo nos conocemos desde hace más de 20 años y que desde hace más de 20 años nos dedicamos a desentrañar los secretos que con celo guardan los peces de nuestros ríos, los peces de los ríos ajenos y posiblemente, ¡los peces de cuantos ríos se nos hayan pasado por la cabeza!

Ignoro si fue el vértigo que me produjo medir esas magnitudes temporales o la simple necesidad de recapitular sobre los pasos andados, lo que me ha llevado a enfocar este artículo sobre cuestiones que tienen más que ver con la Historia reciente de por aquí, en realidad la de nuestras propias vidas que con la obtención y el análisis de los datos adquiridos a lo largo de estos años. Doy por supuesto que el análisis crítico de los resultados se deriva de la propia lectura de este libro.

La cuestión a ser tratada no es baladí. Hijos somos de una sociedad peculiar cuya mala historia se ha exacerbado con las Ciencias Naturales. Con tozudez manifiesta y varapalo tras varapalo, estas Ciencias (y algunas más) han vivido momentos de lucidez, repentinamente oscurecidos por tinieblas. Y esos claroscuros nos ha dejado un poso importante. Sosiega mi espíritu reconocer que este meridiano europeo ha encontrado vías de cambio en los últimos años, pero no es menos cierto que el estridente chirrido de las tinieblas resuena todavía en nuestros oídos lo mismo que hace 20 años, que hace 50 años, o que hace un siglo.

Comenzó bien el siglo XX. Con notable brillantez. Aquellos años y aquellas gentes introdujeron cambios importantes en la percepción del Universo en una Sociedad que a duras penas comprendió lo que estaba pasando en el mundo. Por entonces, concebir la Naturaleza como cuestión epistemológica arrastró pasiones y tan sentidas fueron que pléyades de científicos se vieron forzados a dirigir sus enfoques hacia estas u otras cuestiones relacionadas. Por entonces se creó el Instituto Español de Oceanografía (recuérdese a Odón de Buen), y la Institución Libre de Enseñanza (Giner de los Ríos) que unieron su vitalidad a la del Museo Nacional de Ciencias Naturales, y al Instituto Nacional de Investigaciones y Experiencias y cuyos resultados no se hicieron esperar. Durante el primer tercio del siglo, la Ictiología continental, como todas las Ciencias y Letras del País, vivieron una brillante Edad de Plata.

El recuerdo todavía vivo de las hazañas de Marcos Jiménez de la Espada, a la sazón miembro del Museo (y en su reciente centenario, tratado afortunadamente como un héroe; Cabodevilla, 1998) debió estimular a aquella generación, al menos lo suficiente como para que el insigne Capitán F. Iglesias (otro héroe de aquellos tiempos, anónimo 1992), planteara organizar una prodigiosa Expedición científica al Amazonas (Iglesias, 1932). Cuenta para ello con el soporte de hombres como Gregorio Marañón, o como Ignacio Bolívar, por entonces Director del Museo, sobre cuyas puertas, Dalí, Buñuel, y García Lorca posan juntos fotografiados donde a pocos metros, en el interior de los laboratorios, talen-

tos como los de Fernando de Buen, Luis Lozano-Rey, o Luis Pardo, exploran nuevos métodos, describen nuevas especies y sin darse un respiro, obtienen ingentes cantidades de datos biológicos y biogeográficos sobre la ictiofauna ibérica y organizan colecciones animales todavía hoy referencia obligada de cualquier estudioso.

Afortunadamente para nosotros, todo aquello quedó escrito y al leer ahora tanta brillantez no me sorprende. Al fin y al cabo, se trataba de aquellas gentes... ¡menudas gentes!. Fueron muchos los hombres y los nombres que participaron en todo aquello. Demasiados como para ser olvidados.

Pero duró poco. Las razones huelgan. De cualquier manera la tragedia tenía que salir a la luz y para estas Ciencias lo hizo cuando medio siglo después los autores de este libro cotejan con incredulidad que durante 50 años (¡he dicho bien, durante 50 años!), no aparece ni un solo dato original publicado sobre los peces de nuestros ríos. El último trabajo de Luis Lozano-Rey "Peces Fluviales de España" data de 1935 y supone el fin de una generación y la puerta de entrada al túnel de los horrores.

Las razones para tanto dislate las conozco bien. Pero intencionadamente abandono la cara oscura de la Luna. Así, se me antoja que fue la compleja situación creada a finales de los años 70 la que actuó como acicate para una generación que tardíamente aspiró a cambiar el mundo y, a su manera, lo consiguió. De aquel mundo y de aquellos años recuerdo casi todo. Muchos fueron los cambios y grande la confusión. Y en aquel confusionismo, entre los que intentaron no ahogarse, muchos se pasaron, otros no llegaron (¡y me temo que siguen igual!), y otros tantos mantuvieron aquel espíritu voluntarioso que, basado en quijotismos desmedidos y un cierto espíritu racial (¡qué supongo nunca faltará!), indujo en todos nosotros lo que de una u otra forma hemos llegado a ser. Esa es la herencia que recibimos, de allí partimos y eso es, inevitablemente, lo que somos.

En lo que a mí respecta y sin olvidar ni un solo momento el estruendo de las tinieblas, creo hacer honor a la verdad que para una mayoría abundante aunque quizás no para todos o, por lo menos para la mayoría, estos años han tenido una cierta magia. Tengo la sensación de que esta nueva sociedad impregnada de sensibilidad biológica y ambiental parece haber conjurado a la historia para darse y darnos un respiro. Posiblemente, para convertir aquel largo drama en un sueño y no en un espejismo. Desde luego han sido años trabajosos pero siempre guiados por la fantasía. Años en los que entre otras cosas, hemos conseguido poner en marcha proyectos e ideas que hubieran sido inimaginables incluso hace bien poco tiempo. Hoy décadas después, cualquiera que desee mirar hacia atrás podrá encontrar alguna seña de identidad dejada por los caminos.

Precisamente para seguir esas huellas he intentado revisar lo que se había publicado durante este período. Ignoro cuál ha sido la razón pero he preferido escribir "casi" de memoria. Y digo "casi" porque buscando un termómetro apropiado para cuantificar la medida del cambio, y el nivel alcanzado por estas Ciencias opté por revisar solamente los trabajos académicos que tenía a la mano e, inevitablemente, el Science Citation Index (reconocido vicio profesional).

Creo que fue en 1979 cuando Nacho y yo publicamos el que sería nuestro primer trabajo sobre una de las especies menos documentadas de la época, me refiero a *Phoxinellus hispanicus*, hoy sinónimo de *Anaocypris hispanica*. Si no estoy mal informado, fue también uno de los primeros trabajos de esta nueva etapa (por llamarla de alguna manera). Por entonces, se presentaron las dos primeras Tesis Doctorales sobre el tema de la mano de Juan Lucena (1976) y José A. Hernando (1978) y desde entonces, la cantidad y calidad de la bibliografía publicada sobre la cuestión es, sencillamente, impresionante. Tanto es así que me sirve para justificar haber escrito «casi» de memoria porque una puesta al día me habría llevado un tiempo excesivo.

Poco a poco fueron apareciendo nuevas gentes cuyos planteamientos ictiológicos enlazaban directamente con la obras de F. de Buen o de L. Lozano-Rey (jera tan exagerada la falta de bibliografía!), pero que terminando sus doctorados y compitiendo con colegas procedentes de otras Ciencias alcanzaron niveles suficientes como para aspirar a posiciones competitivas. Es indudable que la comunidad política estuvo a la altura de las circunstancias lo que explica la consolidación actual de la profesión y la apertura de caminos bastante más especializados. Hoy, aparecen ictiólogos como profesores de varias Universidades, como Investigadores del CSIC, y en varias Consejerías de Medio Ambiente.

He contabilizado hasta 20 Tesis Doctorales (la mayor parte no publicadas) que plantean cuestiones como ¿qué especies son? o ¿dónde están?. Otras con enfoques algo más biológicos ¿cómo y cuándo se reproducen? ¿cuánto crecen?, ¿de qué se alimentan?. O más cuantitativas como ¿cuántos peces hay?, o ¿en qué hábitats?. Con rapidez vertiginosa y con la innegable ambición de no perder el tren de alta velocidad impuesto por aquellas Ciencias que sí tuvieron oportunidades durante aquel medio siglo (¡algunas rayanas con el descaro!), reemplazamos la más bella Lengua de Cervantes por la de Shakespeare, y los trabajos fueron dispersándose por los Países de nuestro entorno.

Ahora, al revisar el SCI he encontrado un auténtico carrusel de trabajos escritos por miembros de esa generación o por sus alumnos más avezados. Todos ellos en revistas que podemos denominar *clásicas*, me refiero a aquellas que son referencia obligada en su campo de especialidad: ictiología, biología de peces y ecología pesquera, además de limnología, biología de aguas continentales, hidrobiología, u otras ciencias con denominaciones afines. Revistas como *Journal of Fish Biology* (donde he contabilizado más de 30 trabajos), *Environmental Biology of Fishes*, *Copeia*, *Canadian Journal of Fisheries & Aquatic Sciences*, *Transactions of the American Fisheries Society*, o en revistas más generales pero igualmente clásicas, como *Archiv für Hydrobiologie*, e *Hydrobiologia*, incluyendo algunas de las consideradas «duras» como *Freshwater Biology*. Aparecen también abundantes trabajos de calidad en revistas de ecología, incluyendo también algunas de las consideradas las «duras» como *Ecology*, *Oikos*, *Oecologia*, o *Ecography* y más recientemente en algunas de genética como *Genetics* o *Heredity*. Además, recientemente, «*Ecology of Freshwater Fishes*» revista de la que soy editor, ha recibido su primer *Impact Factor* en el SCI, lo que la ha supuesto alcanzar el puesto 11 en el ranking de 34 revistas incluidas en el ámbito de *Fisheries* y el puesto 31 de las 70 revistas incluidas en *Marine & Freshwater Biology*. Presunciones aparte, es la primera revista de aportación española que alcanza ese nivel, hecho que contribuye notablemente a la consolidación de estas Ciencias y a elevar su competitividad.

El conjunto global de esos trabajos permite conocer bien la posición taxonómica de las especies, la mayor parte endémicas de la Península, y sus áreas de distribución, todo ello con un trasfondo genético relevante para comprender sus respectivas biogeografías y relaciones filogenéticas (Zardoya & Doadrio, 1999). Conocemos bien cuantas especies han sido introducidas y las razones para ello ¡algunas inconfesables!. Y cual es el su estatus de conservación (Blanco & González 1992). Conocemos además las unidades ictio-geográficas de la Península y las especies y comunidades que las caracterizan. Tenemos mas o menos bien documentada la biología general de la práctica totalidad de las especies, tanto aquellas económicamente importantes como el Salmón *Salmo salar* o la Trucha *Salmo trutta*, como las más emblemáticas y amenazadas como *Valencia hispanica* y *Aphanius iberus*, las que aparecen con distribuciones ralas o de difícil ubicación, *Salaria fluviatilis*, y las nada conspicuas como *Anguilla anguilla*. Además, y como cabría esperar, contamos con bastante información sobre la mayor parte de los ciprínidos dominantes en las comunidades de los ríos Peninsulares, especies de los géneros *Squalius*, *Barbus*, *Chondrostoma*, *Cobitis*, y *Barbatula*.

Me consta además que la dinámica de las poblaciones está siendo bien estudiada sobre evaluaciones y monitoreos realizados a largo plazo que todavía no han sido publicados o lo han sido de forma parcial. En general tratan de explorar qué factores determinan cada uno de los estadios biológicos de las especies en cuestión y de las relaciones funcionales que aparentemente hay entre los estadios juveniles y la estructura de las poblaciones y comunidades. Al menos sé de los estudios de Carlos Granado sobre 3 especies de un río andaluz y en algún embalse. Yo mismo casi no me he dado cuenta que he pasado 15 de esos 20 años estudiando el mismo río y las mismas poblaciones. El Río Chabachos afluente del asturiano río Esva se ha convertido en un compañero inseparable de sueños y pesadillas.

En lo que respecta a libros, contabilizo casi una docena que tratan de múltiples cuestiones, ejemplo de la diversidad de temas que ya se estudian. Algunos enfocan sus saberes sobre especies concretas como el Salmón (Braña, 1995) o el Fartet y el Samaruc (Planelles, 1999), otros sobre cuestiones metodológicas (Lobón-Cerviá, 1991). Aparecen catálogos (Doadrio, 1989), obras generales (Doadrio *et al.*, 1991), o aquellos dirigidos hacia regiones excepcionales (Demestre *et al.*, 1977), o hacia aspectos muy aplicados (Elvira *et al.*, 1998). Aparecen libros de texto que forman parte de cursos universitarios com-

pletos (Granado, 1996, 2000), e incluso intentos de traducir todo ese conocimiento a guías de campo (Gómez Caruana & Diaz Luna, 1991). Además aparecen varios capítulos en obras publicadas por editoriales de reconocido prestigio internacional como John Wiley & Sons, u Oxford University Press (Lobón-Cerviá *et al.*, 1989, Sostoa & Lobón-Cerviá, 1989, Rinne *et al.*, 1996). Pero hay más. En los Curricula de estas gentes se incluye la organización de Congresos Nacionales e Internacionales. Entre ellos las Jornadas de Ictiología Ibéricas que se han celebrado al menos tres veces (León, 1981; Barcelona 1984; y Asturias 1989). Y con el respaldo de la Sociedad Europea de Ictiología, su 8th Congreso que se celebró en Oviedo el Septiembre de 1994 (Lobón-Cerviá *et al.*, 1996). Y varios Symposium específicos que alcanzaron un relevante eco internacional. El primero sobre Truchas, se celebró en 1987 en el Real Jardín Botánico de Madrid (Varios autores I, 1988). Más recientemente, en Luarca en Abril de 1998 (Varios autores II, 1999, 2000) y el último, sobre el Esturión y su compleja problemática que en Septiembre del 1999 tuvo sede compartida entre Madrid y Sevilla (Elvira, 2000).

Añadir complejas expediciones científicas a lo largo de este mundo es de rigurosa obligación. Y no me refiero a la participación en los muy meritorios Programas Estatales como el de La Antártida, sino a expediciones individuales dirigidas a estudiar los peces que habitan los confines de este Planeta. Expediciones que incluyen ríos y peces de todo el continente Europeo. De regiones remotas del Norte y Centro de África. O de Asia, desde el Río Yenitsei al norte de Siberia hasta los más sureños cauces del Caucaso. Y al otro lado del mundo, desde la Sierra Madre Mexicana, hasta el corazón mismo del Amazonas, o hasta la Pampa Brasileña. Supongo que hasta cualquier lugar de este mundo hacia donde estas gentes hayan dirigido sus miradas. Todo ello también está escrito y por fortuna queda testimonio en las colecciones del Museo.

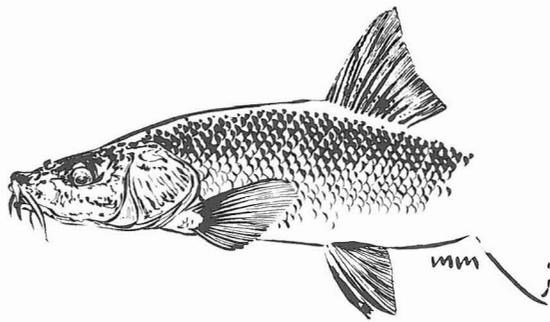
Este libro de Nacho completa el plantel que tiene hoy a su disposición cualquier estudiante o estudioso para adentrarse en estos saberes y que, desde luego, no tuvimos hace 20 años ¡ni en sueños!. Las cuestiones que trata consolidan el conocimiento sobre las especies peninsulares que el autor resume con claridad, aportando soluciones consistentes y espero que definitivas. La suya es una obra de años, simple y llanamente, magnífica. Se trata de una base de conocimiento que, junto a lo ya publicado, nos permite avanzar en nuestra percepción de la realidad faunística y ecológica de la Península como base de una cultura científica que, posiblemente, nos habilite para generar soluciones para cuantos problemas ambientales plantean los deteriorados ríos peninsulares, soluciones que reclama la sociedad que nos mantiene y que seguirá reclamando durante el próximo siglo.

Como corolario final se me ocurre recordar el tamaño, quizá demasiado pequeño, de esta comunidad. Quizá sea así pero el futuro es halagüeño y si las cosas continúan por estos derroteros no podrá ser peor de lo que fue en el pasado. Si con todo ello, estas Ciencias no han alcanzado la mayoría de edad, lo harán muy pronto. Después de todo.... solo han pasado 20 años!.

No está nada mal.

La Ictiofauna de los Embalses Españoles: Lecciones desde la Ecología

Carlos Granado Lorencio
Departamento de Biología Vegetal y Ecología





EL paisaje acuático de muchas de las zonas de nuestro país se ha ido transformando, en estos últimos cincuenta años, en un rosario de obras de regulación, entre las que se encuentran los popularmente conocidos como embalses. La imagen de cursos fluviales, más o menos intermitentes, tanto de la España húmeda como seca, ha dado paso a este tipo de ecosistemas, que han proliferado de manera exponencial, y que si nada o nadie lo impide, continuará una vez entre a escena el Plan Hidrológico Nacional (PHN). Tal situación, que para algunos de nosotros resulta bastante dramática, para un sector cada vez más mayoritario de ciudadanos se ha convertido en normal. Sin entrar en polémicas de tipo ambientalista sobre la conveniencia o no de la construcción de más embalses en nuestro país, sin que antes exista una verdadera planificación hidrológica, aunque sea solo a nivel de cuenca hidrográfica, que nos llevaría sin duda a una polarización entre productivistas y conservacionistas, el embalse, como ecosistema, constituye un paradigma ecológico donde se pueden encontrar elementos constitutivos de la llamada por algunos autores como Teoría Ecológica. Al ser un ambiente artificial, de formación conocida (año de construcción), nos permite reconocer procesos de colonización y cambio en el tiempo en los ambientes acuáticos, que posiblemente fueron importantes en formaciones naturales similares (p.e. los lagos africanos, cuya ictiofauna proviene de la colonización desde sus tributarios).

De una manera simplista, se puede considerar al embalse como un ecosistema intermedio entre los ríos y los lagos; siendo su principal diferencia la tasa de renovación del agua. Espacialmente, la zona de cola correspondería a un sistema de características lólicas, mientras que la cercana a la presa, sería léntica; existiendo una zona de transición entre ambas. Como se puede observar en la Figura 1, las especies y asociaciones que viven en los ambientes naturales del río, donde evolucionaron, son el resultado de un complejo proceso en donde se superponen fenómenos biogeográficos, de tolerancia ambiental a factores ecológicos (zonación), y finalmente, relaciones inter e intraespecíficas entre los distintos taxones que coexisten en un espacio, más o menos limitado (comunidad-hábitat). La sustitución de un medio estrictamente fluvial por otro artificial como es el embalse, desencadena episodios adaptativos que darán lugar a asociaciones caracterizadas por sólo algunas de las especies existentes con anterioridad, y con relaciones tróficas distintas (cambio en las cadenas tróficas). Pasado un cierto tiempo, la evolución de su ictiofauna se verá determinada más por el Programa de Manejo y Gestión del embalse que por factores naturales (bióticos y abióticos). Estos procesos son los responsables tanto de la riqueza como abundancia de las especies del embalse; a los que se suman aquellos otros de introducción de nuevas especies, por lo general exóticas, y a los desencadenados por episodios de mortandad masiva, cada vez más frecuentes, que desorganizan el "equilibrio" alcanzado, dando nuevas oportunidades a otras especies.

Riqueza de especies: un parámetro equívoco

Una cuestión importante al aproximarnos al funcionamiento de la naturaleza, es reconocer cuales son las causas de los patrones de riqueza y diversidad de especies, en cualquier grupo taxonómico.

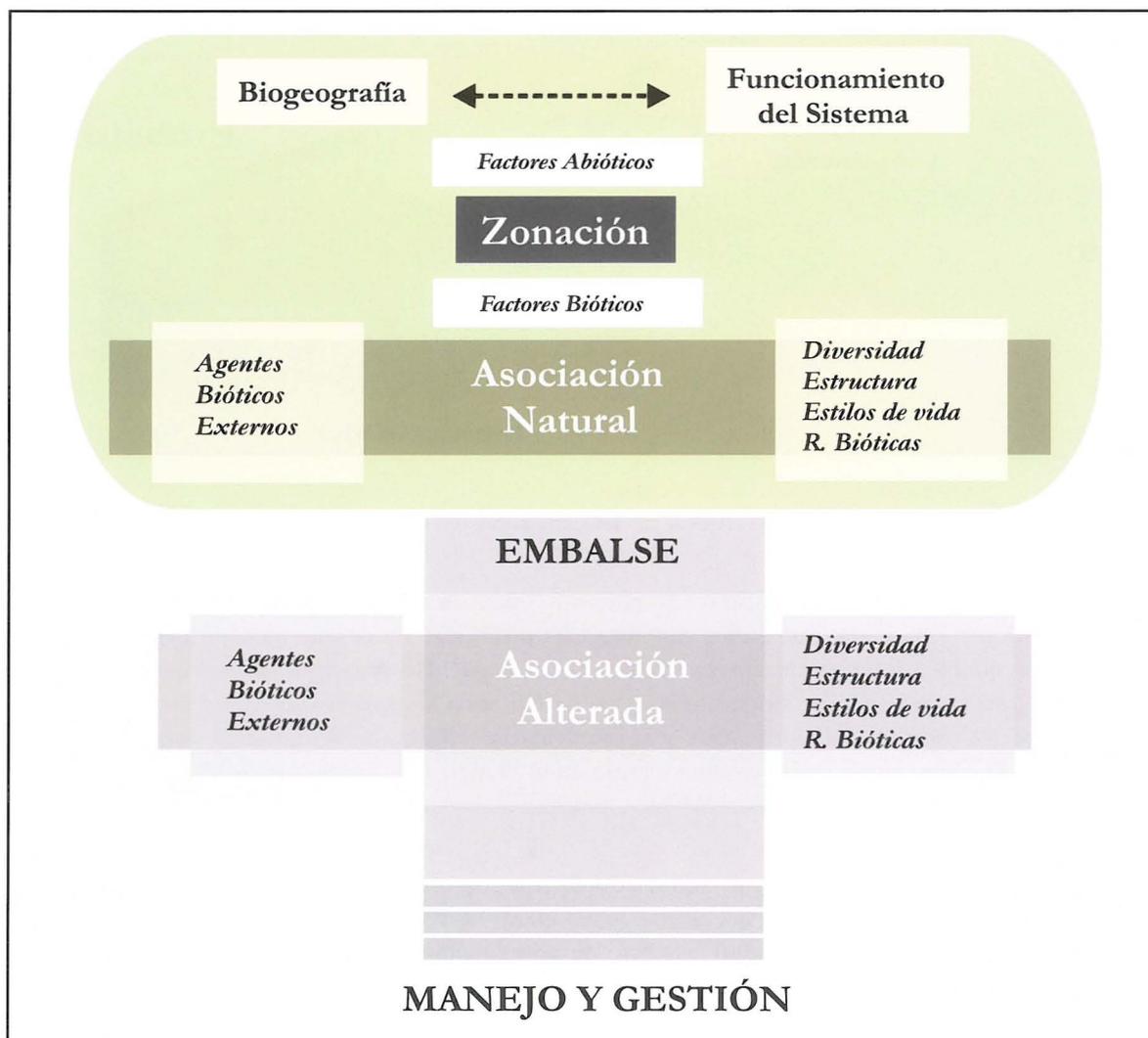


FIGURA 1
 Factores ecológicos que intervienen en la formación de las asociaciones naturales y de los embalses.

Existen varias “teorías” que han tratado de explicarlos, con desigual éxito. De entre ellas, cabe destacar la Hipótesis de la energía (temperaturas constantes elevadas permiten mayores tasas de crecimiento y mejores descendientes, más generaciones, y por lo tanto, más especies); Hipótesis del tiempo (larga historia evolutiva en condiciones relativamente estables); Hipótesis del Efecto de Area (grandes extensiones determinan una elevada cantidad de nichos disponibles y muchas barreras, origen de zonas de aislamiento de las especies); y Regla de Rapoport (las especies de latitudes bajas tienen un más estrecho rango de distribución latitudinal y por lo tanto, más especies pueden vivir en los trópicos). En el caso de los embalses, las distintas aproximaciones que ha realizado la Ecología a este parámetro, parecen no servir, pudiendo estar gobernados más por factores puramente históricos y de gestión de la masa de agua. Empero, el número de especies y sus abundancias, pueden entenderse en base a Teorías menos holísticas.

Se considera que la composición en especies de una comunidad viene determinada por la interacción, en el tiempo, de los mecanismos de inmigración y extinción, de comportamientos mutuamente excluyentes; existiendo una zona donde se produce un cierto equilibrio entre ambos procesos. Si admitimos la insularidad de un ecosistema como los embalses, podemos extraer algunas consideraciones. Por una parte, el tamaño (volumen disponible) determina el número y efectivos poblacionales de especies capaces de colonizarlo (limitación espacial); y por otro, el número de especies potencialmente colonizadoras estará relacionado con el pool presente en la cuenca hidrográfica, situada aguas arriba (en nuestro caso se podría considerar como Riqueza Regional). La disponibilidad de nichos puede llegar a ser un factor determinante. En este marco de referencia, existen predicciones basadas en la Teo-

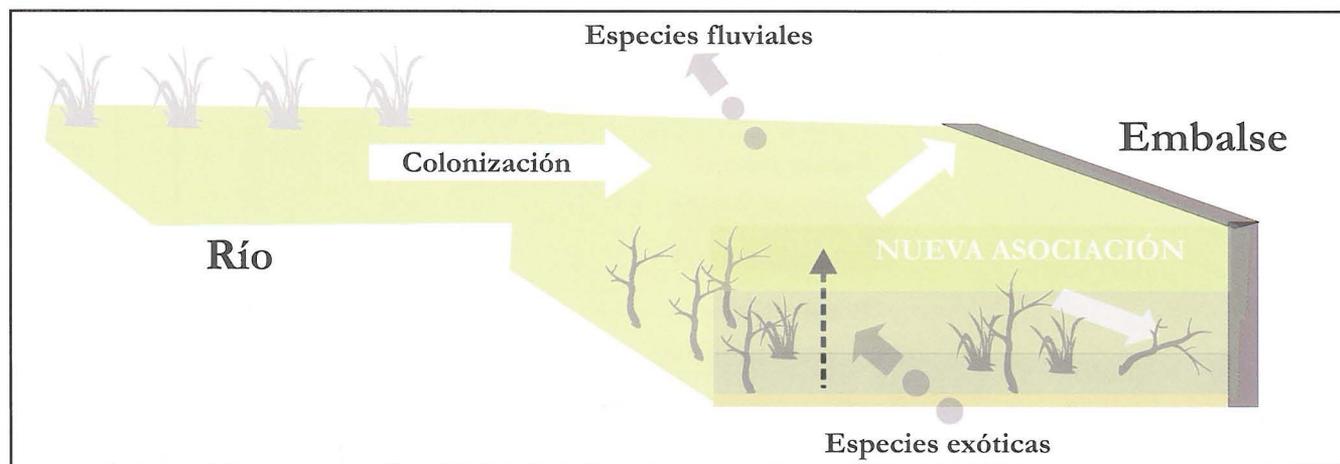


FIGURA 2
Patrones de colonización de los embalses por parte de la ictiofauna fluvial.

ría del Límite de Similitud y de la Teoría de Biogeografía de Islas que pueden tener su aplicación en los embalses.

El número de especies capaces de ser acogidas es, entre otras, una función de la accesibilidad de los colonizadores; sin olvidar que en los embalses esta propiedad no es solo mecánica (rutas de acceso), sino que también intervienen aspectos relativos a la capacidad para vivir en el ecosistema (adaptabilidad). Como consecuencia, la cuestión a determinar sería si existen vías de acceso, una saturación de especies (no entra ninguna más), y la plasticidad ecológica de los taxones. A medida que el ecosistema y sus biocenosis vayan evolucionando en el tiempo, nos encontraremos con que la extinción o reducción de las poblaciones residentes, permite nuevas oportunidades de invasión (procesos de compensación).

Como resulta evidente, el grado de saturación de una comunidad-asociación determina la presión competitiva (interacción) entre sus miembros, y por ende, el mantenimiento de una cierta estructura en el tiempo. Aunque en la actualidad este tipo de aproximaciones se encuentran envueltas en una fuerte polémica, parece ser que las comunidades naturales se encuentran en un continuo entre interactivas y no-interactivas. En las comunidades no-interactivas, como parecen ser la mayor parte de los embalses españoles (sin saturación de especies, ni procesos de compensación por densidad), los factores intervinientes serían las fluctuaciones, independientes de la densidad, y la habilidad limitada de los colonizadores para invadir el hábitat; pudiéndose considerar, como las denomina Pulliam, asociaciones de capa caída. En ellas, debido al factor fragmentador antrópico, se produce un empobrecimiento en relación a la comunidad del río (¿?). Se puede considerar que en este tipo de ambientes, se produce la dominancia de unas pocas especies (nunca más de tres), de manera que existen las llamadas "especies esenciales", con distribución amplia y abundantes, y "especies satélite", de reducida distribución, asociadas a hábitats reducidos, y de expansión limitada (sensu Hanski).

A diferencia de los ambientes naturales, los embalses no permiten establecer relaciones claras con parámetros estructurales, debiéndose diferenciar dos escenarios temporales; de una parte, el número de especies que colonizan la nueva masa de agua, y del otro, su tasa de cambio durante la sucesión (por lo general, el segundo vendrá determinado por el primero). Ello se debe a tres tipos de factores: biogeografía de la cuenca, tiempo desde la inundación (edad) y manejo de la masa de agua.

Las poblaciones del río, con estrategias adaptativas acordes al funcionamiento lótico, invaden el nuevo hábitat y tratan de modificar sus estilos de vida para perpetuarse en el sistema. Sólo aquellos taxones con adaptaciones generalistas y capaces de explotar los elementos tróficos –omnivoría– ofertados por el nuevo ecosistema (menos recursos que en el río) serán capaces de mantenerse, y formar una asociación pionera, por lo general, bastante distinta de la que ocupaba el hábitat fluvial anegado; y caracterizada por especies poco exigentes y/o exóticas.

El flujo de colonización inicial se realiza inicialmente hacia la zona litoral, localizándose la mayor riqueza en la intersección embalse-río (tributarios). Sólo en los estadios avanzados de la sucesión es

cuando se produce una total ocupación de la masa de agua, invadiendo los biotopos de aguas profundas, excepto durante los episodios de anoxia estacional (asociados al verano). En base a ello, las especies se pueden clasificar en dos tipos: las que mantienen densidades similares a lo largo del día, en cualquier hábitat, y aquellas que viven por la noche en las orillas y por el día en la zona pelágica. Un esquema de las rutas de colonización se muestra en la Figura 2.

En definitiva, originalmente la composición en especies de un embalse es dependiente de las especies fluviales de su cuenca, siendo la ausencia de condiciones limnológicas adecuadas, en especial para la reproducción y alimentación, el factor limitante del éxito de colonización. Algunos estudios indican la existencia de especies en las que se producen cambios en sus estilos de vida como estrategia adaptativa cuando colonizan el embalse. Continua siendo una cuestión interesante a estudiar cuales son dichas adaptaciones y el tiempo que tardan en mostrarse exitosas (en base a la edad del embalse). Posiblemente irán tanto en el sentido de potenciar ciertos aspectos generalistas como de "atrofia" de sistemas de relación con el medio o de hidrostática (p.e. la vejiga gaseosa), de escasa utilidad en el nuevo medio, conocido en biología evolutiva como evolución regresiva, o incluso una hipertrofia positiva (línea lateral, receptores químicos, etc.), apareciendo nuevos síndromes.

Un patrón evolutivo que parece tener una relevancia significativa es el fenómeno de la migración (potamodromía). Se puede considerar que la capacidad migradora de ciertas especies (barbos, bogas, etc.), resultado de condiciones ambientales distintas en el pasado, constituye una ventaja, al menos en los primeros estadios de la colonización, aunque posteriormente puedan también existir otros. La posibilidad de salir del embalse para reproducirse, permite evitar condiciones limnológicas adversas; descargar "la presión competitiva" temporalmente, si existiera; explotar recursos tróficos ausentes en el embalse (fauna bentónica y de deriva), por parte de larvas y alevines; e importar energía desde los tramos fluviales, manteniendo ictiomasa superior a las posibles en el sistema -embalse- de procedencia. Se puede considerar un mecanismo similar al observado en la colonización de los lagos jóvenes, en el que son los taxa que tienen esta adaptación los que dominan las comunidades, durante las primeras etapas sucesionales. De poderse comprobar con un mayor número de estudios, estaríamos frente a un mecanismo ecológico con capacidad predictiva para establecer los primeros estadios sucesionales en los ecosistemas lénticos. Las especies nativas del río que no presentan este tipo de estrategia (sedentarias), no suelen tener éxito en la colonización (a diferencia de los taxones exóticos limnófilos).

Como hemos comentado, la ictiofauna de los embalses presenta una estructuración cambiante, a medida que nos vamos alejando de los primeros episodios colonizadores. Por lo tanto, para realizar cualquier aproximación desde la perspectiva de la Ecología de Comunidades, es necesario considerar que las especies coexistentes en un embalse son el resultado de un complejo entramado de procesos biogeográficos, sucesionales e interactivos, sobre los que va interferir en mayor o menor medida el Programa de Gestión del Agua, propio de cada embalse. Todo ello confiere a la asociación un carácter mayoritariamente astático. El desconocimiento, en ocasiones, de cuestiones puramente ecológicas, y la obsesión por catalogar la naturaleza, ha determinado una cierta proliferación de clasificaciones de la ictiofauna de embalses. Se puede considerar, a muchas de ellas, de aplicación local, y en la mayoría de los casos, de total despropósito.

La sucesión: una historia con dos partes

Los cambios en el tiempo han sido un tema central del desarrollo de la ciencia de la Ecología, desde sus inicios; y se conoce como Teoría de la Sucesión. Uno de los autores que más han contribuido a su desarrollo conceptual (Odum), la considera como un proceso de autorganización resultante de las interacciones entre los organismos vivos y de éstos con el medio físico; el cual determina su velocidad. En base a esta definición, las especies que ocupan los estadios avanzados de la sucesión, soportarán más estructuras que los reemplazados (etapa colonizadora), con menor coste de mantenimiento estructural. En una terminología que se ha hecho popular, aunque considerada cada vez más imprecisa, las especies de los estadios iniciales serían r, con tasas de crecimiento rápido, escasa longevidad y elevado esfuerzo reproductivo; y las de las últimas etapas, tendrían un modo de selección tipo k, con tasas de crecimiento y esfuerzo reproductivo relativamente bajo (sensu). Sin embargo, esta catalogación es de escasa

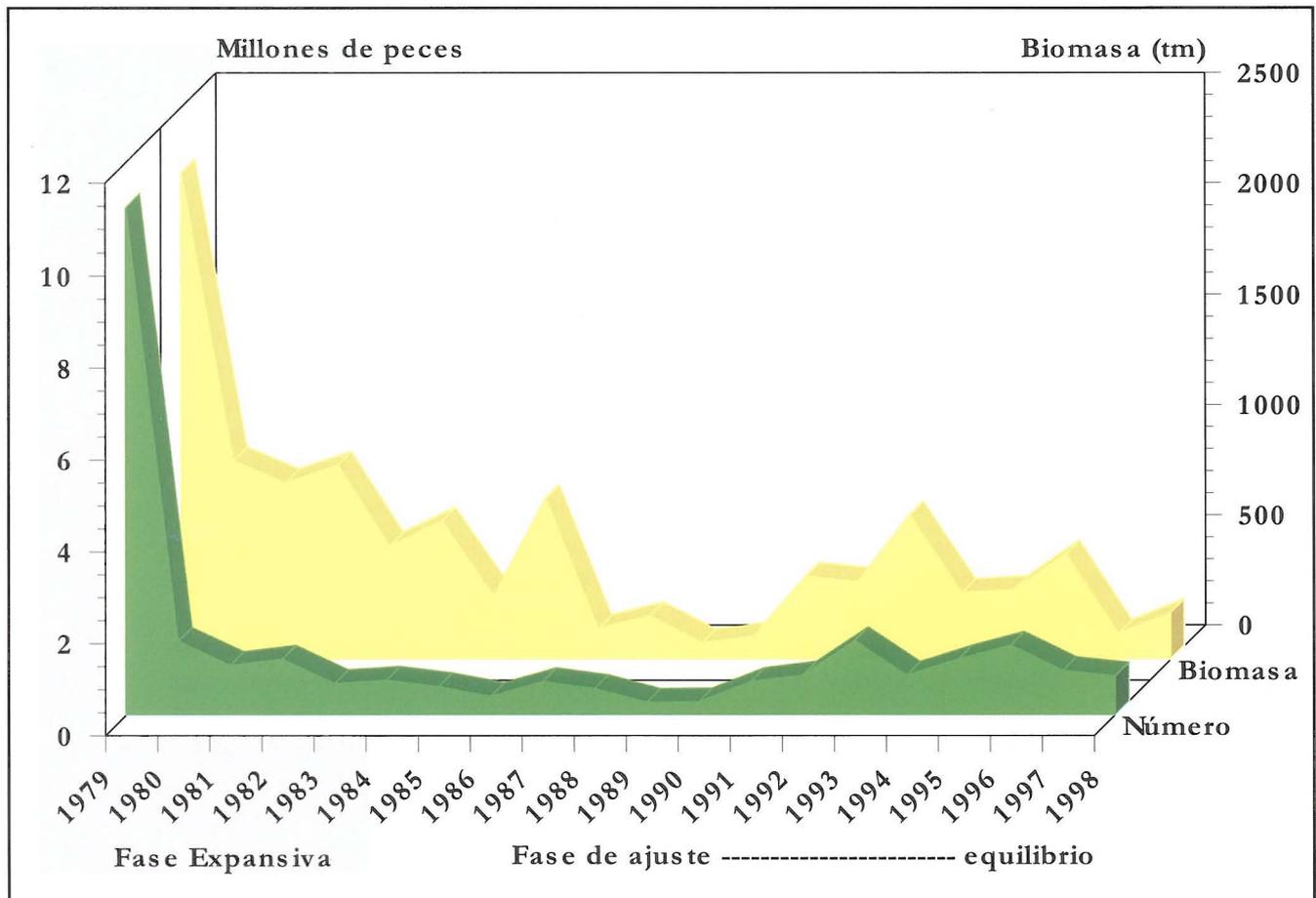


FIGURA 3
Fases en el comportamiento temporal (número y biomasa) de la ictiofauna, desde la colonización (datos obtenidos en el embalse de Arrocampo, río Tajo).

aplicación para los embalses ya que las fluctuaciones (cambios de nivel) obliga continuamente a reestructurar las asociaciones, pudiendo existir las mismas especies en distintos momentos.

De forma similar, en teoría ecológica, cuando el ecosistema presenta una evolución temporal en equilibrio con las condiciones ambientales geográficas, las especies y poblaciones se regulan, tratando de optimizar la energía disponible, realizando modificaciones en el medio que permite la entrada de otras nuevas especies, más adaptadas a las condiciones generadas (hacia una situación que la ecología clásica ha denominado clímax). Por el contrario, el funcionamiento de las masas de agua embalsadas (marco espacial evolutivo) no presenta un patrón determinista. Las oscilaciones de nivel (expansión-contracción) no sólo modifican el espacio disponible, sino que también realizan una presión negativa (a veces positiva) sobre aquellas especies que realizan su reproducción en las orillas, o tienen a éstas como zonas de refugio (además de reducir dramáticamente la oferta de recursos tróficos litorales). Teniendo presente que el factor perturbador no es sólo la magnitud de la oscilación sino también su temporalidad, generalmente asociada al periodo estival (regadío y abastecimiento) o irregular (hidroeléctrico). La subida y descenso del nivel rompe la sucesión secundaria de la vegetación terrestre y la organización del bentos litoral; sin olvidar que el propio manejo del agua, en función del uso del embalse, produce, en ocasiones, mortandades masivas de la ictiofauna, que inicia de nuevo el proceso de colonización y recuperación de los efectivos poblacionales.

A pesar de estas limitaciones comentadas que impiden cualquier Modelo predictivo, se observa una cierta tendencia sucesional de la ictiofauna de los embalses; posiblemente más a causa del agotamiento de recursos tróficos y factores aleatorios que por una verdadera estructuración del sistema (organización). La diversidad íctica, tras un primer momento de incremento (mucho espacio disponible; descomposición de la vegetación preexistente y fauna terrestre atrapada, liberación de nutrientes, etc.), descende; permaneciendo las especies potamodromas y poco reófilas, las adaptadas a aguas lentas, y de reproducción fitófila, litófila o sobre los rodales de vegetación terrestre inundados, que

en el caso de los árboles pueden perdurar sus troncos durante toda la vida del embalse (funcionan como auténticos arrecifes naturales dentro de este tipo de ecosistemas). En caso de que no existan en la asociación del río anegado las llamadas especies lacustrinas, el papel lo representan las exóticas. Asociado a este proceso, se produce un espectacular incremento de la ictiomasa hasta valores cercanos al límite de carga del sistema (fase expansiva) (Figura 3).

Después de la fase inicial de desequilibrio trófico, y tras un tiempo variable dependiendo de los condicionantes climáticos, geográficos y tróficos, el embalse experimenta cambios similares a los que ocurren en lagos naturales, pero a una tasa más rápida, debido a la mayor carga de sedimentos que acoge, aunque modificada por la pérdida que se produce con los vertidos hipolimnéticos. Esta segunda fase se caracteriza por un descenso de ictiomasa y tasa de crecimiento poblacional e individual, y simplificación de la asociación piscícola, principalmente por la desaparición de las especies menos adaptadas. La duración de este periodo es dependiente de las características específicas del embalse. La fase final o de madurez (teórica), correspondería a una etapa de "estabilización" de las condiciones ambientales y de ajuste entre las especies de la asociación, con lento y continuo incremento de nutrientes, erosión de las orillas, sellado del bentos litoral, etc.

Es en este periodo de tiempo cuando tiene especial relevancia el concepto ecológico de perturbación o disturbancia, el cual se ha definido como cualquier fenómeno discreto en el tiempo que fragmenta el ecosistema, comunidad o estructura de la población, y modifica la disponibilidad de recursos, sustrato o ambiente físico. En los embalses corresponde a episodios asociados a su funcionamiento

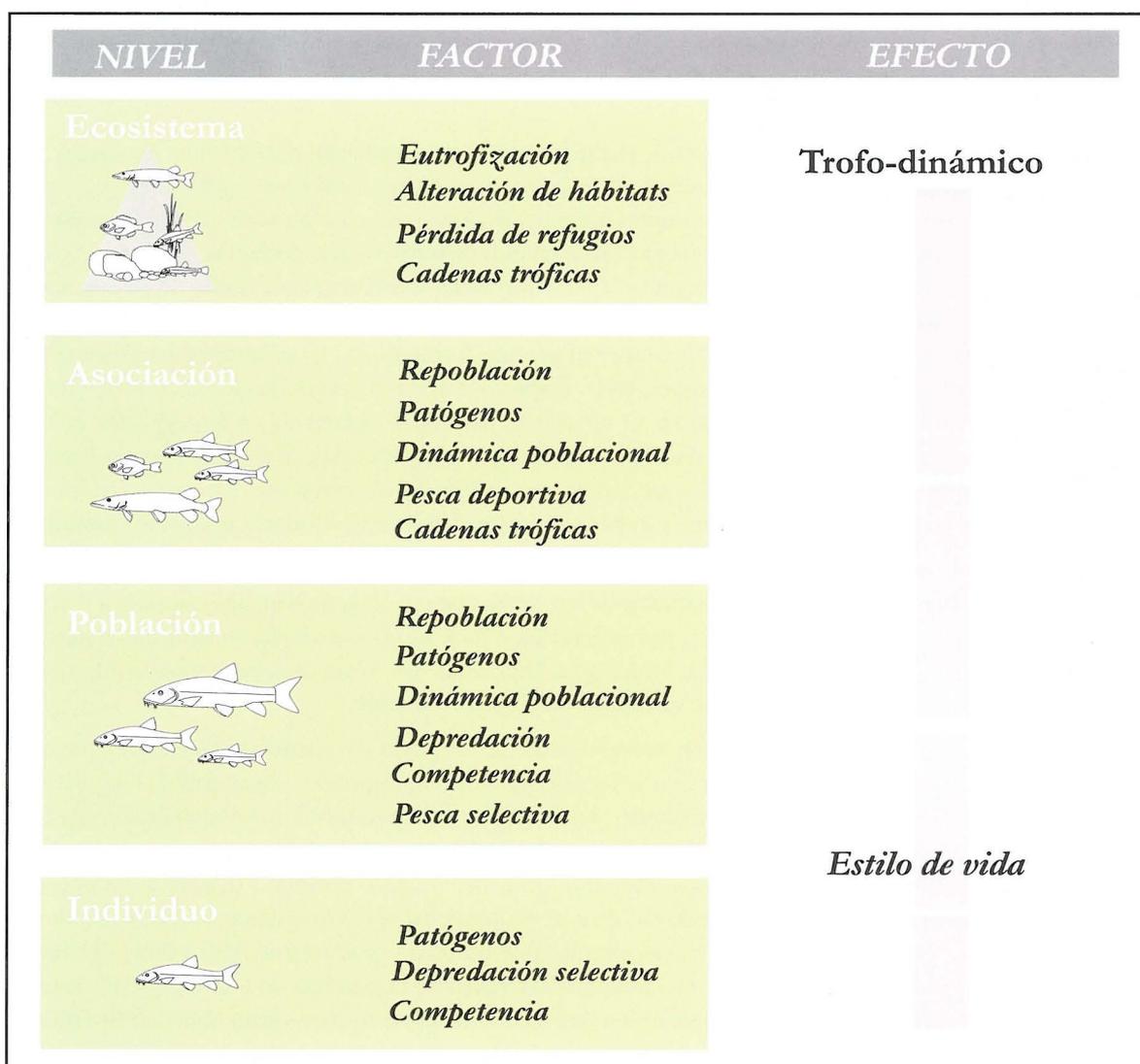


FIGURA 4
 Niveles de alteración y efectos producidos por la introducción de especies exóticas en los ecosistemas acuáticos.

y, aunque estos autores no las contemplan en la definición, se debería incluir la contaminación crónica y la eutrofización (tan habituales en este tipo de sistemas). A medida que se hace más frecuente y dramática, la coexistencia de las especies va a depender de factores intrínsecos de su autoecología (movimientos, generalismo, omnivoría,...) y de procesos altamente azarosos.

Los embalses: el cajón de sastre

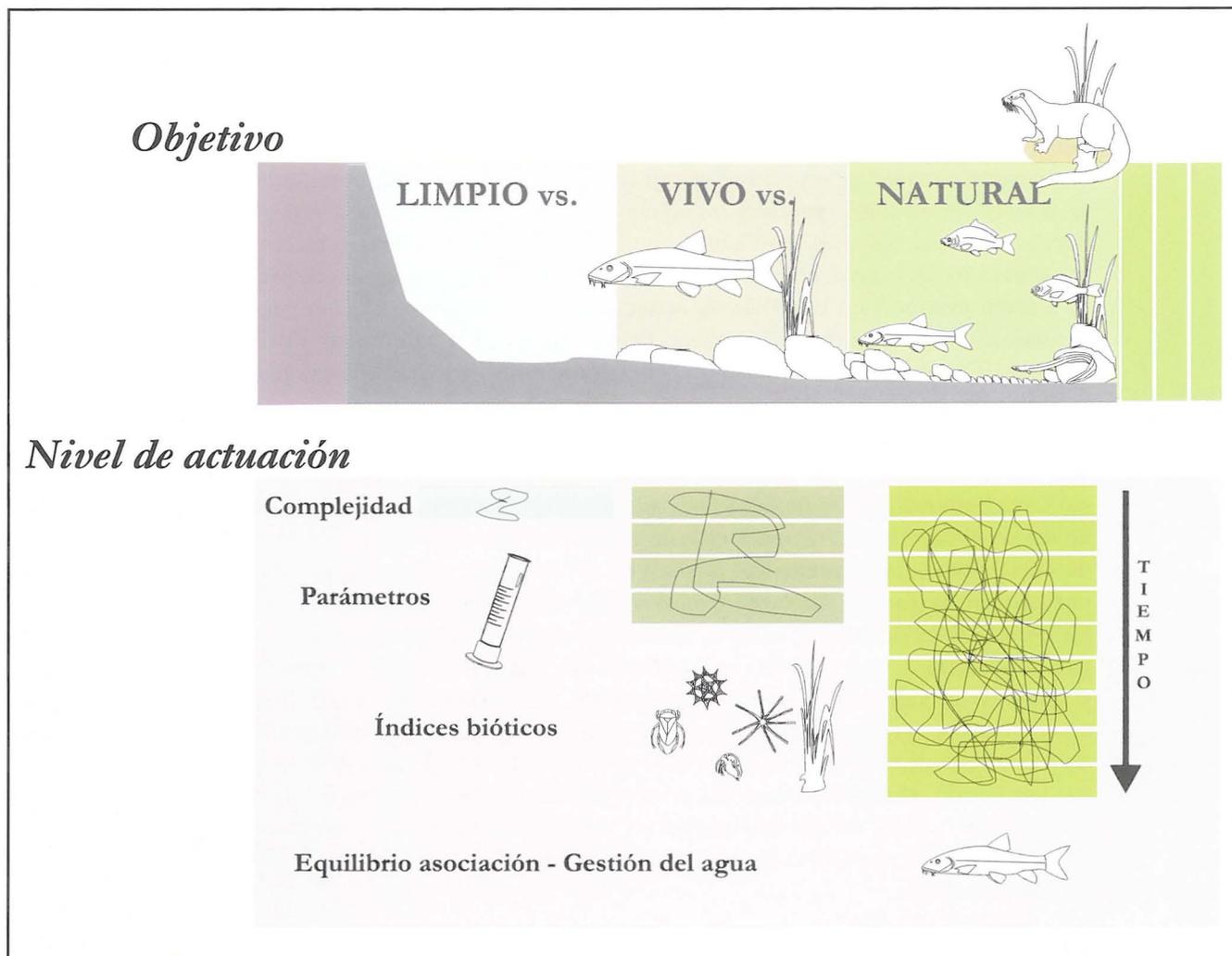
Asociadas íntimamente a los embalses se encuentran las políticas de introducción de especies exóticas, y no sólo de peces. La historia de nuestro país ha estado permanentemente envuelta en una idea productivista de los sistemas acuáticos epicontinentales, que ha llevado a utilizarlos como laboratorios de aclimatación de especies, además de vertederos de residuos de la actividad industrial-urbana y/o zonas de esparcimiento y recreo de una mal planificada pesca deportiva. Si bien a principios de siglo eran los ríos y lagos los sistemas que debían soportar este tipo de intervenciones, a partir de la proliferación de los embalses, han tomado el relevo (si bien no en exclusividad). El interés por las repoblaciones ha variado, siendo de resaltar el deportivo, para incrementar los stocks poblacionales, control biológico de plagas, acuariofilia, o simplemente por accidente. La Ecología en estos casos también tiene cosas que decir, aunque en ocasiones más desde una filosofía de pala y escoba, que de la ciencia per se.

La introducción de especies en el medio natural ha sido un tema recurrente en la historia reciente de esta ciencia, habiéndose generado interpretaciones y Modelos conceptuales que han tratado de evaluar sus riesgos y consecuencias; siendo, por lo general, actualizaciones de la Teoría de Biogeografía de Islas. La probabilidad de éxito de cada introducción va a venir determinada por el estado del ecosistema, es decir, comunidades ricas en especies y bien estructuradas son más resistentes a la invasión; y un ecosistema sometido a perturbaciones tiene una distinta capacidad a ser invadido que otro estable (por lo general, menor).

Como se puede observar en la Figura 4, la introducción de ictiofauna exótica han generado una enorme problemática, a muy distintos niveles de organización de los ecosistemas acuáticos. Los estilos de vida de estas especies, sus hábitos y comportamientos tróficos pueden intervenir a escala ecosistémica, acelerando el ciclo de nutrientes, incrementado los niveles de turbiedad de las aguas, generando eutrofia e impidiendo el establecimiento de vegetación acuática (baja transparencia). A ello se puede sumar la alteración de los hábitats reproductivos de ciertas especies o de refugio para las distintas cohortes, resultando afectadas las redes tróficas. Lo que acontece al nivel trofo-dinámico, se propaga a las asociaciones ícticas, y los distintos taxones que las forman, tanto respecto a la dinámica poblacional como de individuos. La introducción de especies puede llevar aparejada patologías selectivas en las especies nativas, reduciendo sus efectivos poblacionales, e incluso dando lugar a extinciones, al menos a escala local. Se debe tener presente que distintos agentes pueden actuar en más de un nivel, con efectos no cuantificables exclusivamente de forma directa, generando importantes alteraciones indirectas (efecto dominó).

En el caso de los ríos y embalses de la península Ibérica la situación se presenta de manera desigual, aunque siempre con una elevada cantidad de exóticas, que en ocasiones iguala o supera a la fauna nativa. Especies como la carpa, pez gato, pez sol, lucios, black bass, y otros de reciente introducción, forman ya parte de nuestra ictiofauna nacionalizada. Esta situación y sus consecuencias, en la mayor parte de los casos, sin evaluar, convierte el problema en ingobernable.

Finalmente, una llamada de atención sobre el uso de este tipo de sistemas como ambientes de aclimatación para las especies exóticas. No solo por un cierto sentido de culpabilidad, cuando, por “necesidad manifiesta”, se construye un embalse, sustituyendo y degradando un ambiente natural, como es un río, que podría ser suficiente, sino también por los peligros que entrañan. Ya hemos hablado de sus efectos a nivel local, y parecen suficientemente dramáticos, pero tampoco debemos olvidar que muchos embalses son los focos de dispersión directa de estas especies, mediante vertidos accidentales por la suelta de agua, o de forma intencionada, por parte de pescadores deportivos. De forma indirecta, la cada vez mayor regulación de caudales ha originado la pérdida de torrencialidad característica de los ríos, convirtiéndolos en rosarios de charcas, ecosistemas idóneos para el desarrollo de este tipo de especies limnófilas.



La ictiofauna de embalses: ¿Patrimonio a conservar?

Si comenzaba este comentario argumentando que el paisaje fluvial mayoritario de nuestro país, y para nuestros conciudadanos, se enmarca, en estos últimos años, alrededor de los embalses, desde una perspectiva positiva se deben realizar algunas consideraciones en relación a la conservación de su fauna y flora.

En primer lugar, debemos convenir que una visión exclusivamente productivista de la naturaleza resulta trasnochada, al menos en los países desarrollados como el nuestro. Con relación a los embalses, esta contradicción se hace máxima, ya que el interés fundamental parece ser el recurso hídrico, y no el biológico. El agua es elemento de abastecimiento, regadío, producción energética, etc. Lo demás es “el resto” y no importa mucho (salvo que aparezca muerto en la superficie, en grandes cantidades).

A pesar de que la ictiofauna de estos ambientes artificiales, y posiblemente otros grupos zoológicos y botánicos, como el bentos, son de “baja calidad” y que sus comunidades distan mucho de “lo natural”; se pueden realizar intervenciones que conduzcan, a evitar su destrucción, y a mantener estos espacios ambientalmente “saludables”; aunque no comparta este tipo de terminologías al uso, excesivamente antropocéntricas. Aunque no merece la pena extenderse en Protocolos que dirijan cualquier intervención, en base a los objetivos que se pueden proponer, si me parece conveniente reservar, para el final, algunas reflexiones genéricas que puedan enmarcar nuevas políticas “conservacionistas” de los embalses.

Si el futuro acuático de nuestro país son los embalses, se deben desarrollar Programas de Conservación no solo basados en la cantidad del recurso, sino también en su calidad (limpio, vivo, natural).

FIGURA 5

Objetivos y estrategias de actuación en los Programas de Conservación de la ictiofauna de embalses.

Como se observa en la Figura 5, estrategias encaminadas exclusivamente hacia índices de calidad del agua conducen a la imagen de algo prístino, transparente, verdaderos acuarios en la naturaleza. Cumplir las Leyes y ciertas Directivas europeas no puede ser suficiente. Antes bien, debemos intentar alcanzar “paisajes naturales”, aunque ello implique estudios y metodologías más diversas, acordes con la organización de estos ecosistemas (complejidad-madeja). El objetivo de alcanzar un ambiente “vivo”, nos llevaría a mantener unas condiciones limnológicas capaces de permitir la presencia de “bichos”, fueran cualesquiera los grupos; y que incluso servirían de coartada ecológica para recomendar introducciones a distintos niveles tróficos, y con las especies más vistosas, como en nuestros parques urbanos (síndrome del carpín rojo). Considero que estas masas de agua, no deben de ser áreas de experimentación irracional en beneficio de malentendidas concesiones a quien paga una licencia de pesca deportiva, o a quienes pretenden “pasar un día festivo en la naturaleza”. Esto no es conservación. Mi Modelo se encaminaría más hacia un “embalse natural”, aunque pudiera resultar una contradicción en si mismo.

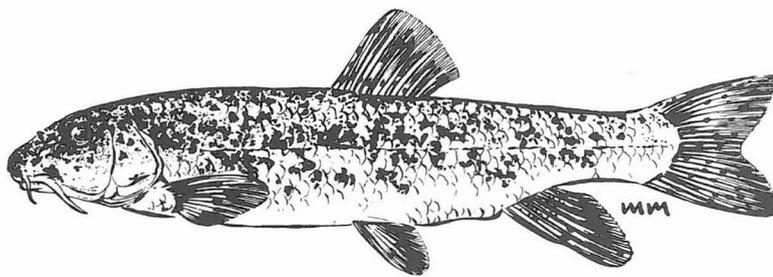
Debemos tender a gestionar la masa de agua con prioridades no exclusivamente productivistas, sino condicionadas por una política conservacionista decidida. El conocimiento ambiental de los embalses y sus biocenosis, y las predicciones que hoy la ecología y otras ciencias pueden ofrecernos, deben de ser las directrices de cualquier Plan de Gestión. El volumen de agua se tiene que usar para el objetivo del embalse, pero intentando que sea en los tiempos y ritmos de menor efecto sobre los organismos que en ellos viven. Adelantamientos o retrasos de los descensos de nivel del embalse pueden ser los responsables de la pérdida de reclutamiento poblacional de una especie; pero también la velocidad de vaciado es determinante en la tasa de colonización de la vegetación de las orillas, que serán verdaderos arrecifes una vez el embalse se llene, actuando como fuente de recursos tróficos, refugio o simplemente como soporte para los huevos fecundados. En el ecosistema terrestre del vaso anegado y la cuenca de recepción, la protección de las laderas reduce la escorrentia y aportación de nutrientes, por lavado de suelos. Las sueltas controladas (turbinados) pueden evitar pérdidas de larvas y elementos tróficos planctónicos, importantes en las primeras etapas de desarrollo de la ictiofauna. El control de los vertidos de caudales hipolimnéticos, aguas abajo, evitaría las mortandades masivas en el río. Y un largo etcétera.

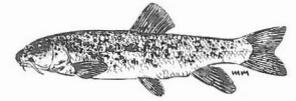
Cuando la planificación se establece a una escala superior al propio embalse, las medidas a considerar se diversifican. A modo de ejemplo, una racional evaluación de los recursos hídricos del país, así como una apuesta valiente, beligerante con las empresas hidroeléctricas y asociaciones de agricultores (de regadío), y valorando el agua como recurso económico a pagar por quien lo utiliza (a valor justo), de inmediato nos permitiría reordenar cuencas hidrográficas enteras. Mantengo mis dudas sobre la necesidad de tantos embalses construidos, y posiblemente, se podrían abordar Programas de Uso de los situados en las cabeceras como generadores de caudales ecológicos en el río, que facilitarían ciertas medidas compensatorias; o simplemente “haciéndolos desaparecer”, junto a las decenas de azudes inservibles que fragmentan nuestros ríos.

En definitiva, aunque esta ictiofauna esté formada por unas pocas especies nativas, con estilos de vida de elevado interés natural, y por “otras”, de tan inferior categoría que ni tan siquiera gozan de la atención de la comunidad científica de nuestro país, salvo para citarlas en las listas faunísticas, el compromiso debe ser optimizar desarrollo y conservación de la naturaleza. Binomio que en el caso de los embalses puede resultar hasta fácilmente “vendible” y “financiable”, ya que todos tienen dueño, y generan beneficios; en algunos casos, pingües beneficios.

Las Comunidades de Peces de las Cuencas Mediterráneas: Caracterización y Problemática

Adolfo de Sostoa
Departamento de Biología Animal. Universidad de Barcelona





Los ríos mediterráneos se caracterizan, sobre todo, por estar sometidos a una fuerte variación estacional, alternando largos períodos de sequía con riadas o avenidas de variable intensidad, que pueden llegar a ser de gran magnitud. La mayoría de ríos que desaguan en el mediterráneo ibérico, excepto el Ebro, son de moderada longitud y de cabecera relativamente reducida. Los tramos medios e inferiores presentan pocos afluentes, pendiente suave, flujo laminar, deposición de materiales aluviales (grava y arena), amplio lecho fluvial, y acusada variación estacional del caudal, entre otros factores. El clima mediterráneo se caracteriza por presentar dos períodos máximos de lluvias: en primavera y otoño; aunque por lo general las riadas se producen en esta última estación del año. Los tramos medios y especialmente los bajos de estos ríos son los que están más afectados por la temporalidad del caudal; las riadas, en las cuencas sin regular, pueden llegar a ser catastróficas y modificar la morfología del cauce; en el extremo opuesto, el periodo seco afecta al régimen hídrico y pueden producir la interrupción del flujo de agua en las zonas bajas, dando lugar a pozas intermitentes o a tramos sin agua. La mayoría de cuencas transcurren por sustratos de tipo calcáreo, y las aguas son básicas y claras. La desembocadura de los ríos, las lagunas litorales y otros ambientes estuáricos, están sometidos a la influencia marina, que varía, de forma estacional, según las características propias de la cuenca, el régimen fluvial o las peculiaridades propias de cada ambiente.

La distribución de los peces a lo largo de las cuencas fluviales está condicionada por un conjunto de factores físicos, químicos y biológicos. Las cabeceras y tramos altos se caracterizan por una acusada pendiente, fuerte corriente, baja temperatura y heterogeneidad del sustrato. Estas regiones están dominadas por salmónidos (trucha común, *Salmo trutta*), y algunos barbos de montaña (*Barbus haasi* y *B. meridionalis*). Los tramos medios y bajos de los ríos mediterráneos están dominados, por especies primarias, que no toleran la salinidad, como los ciprínidos (*Barbus* sp., *Chondrostoma* sp. y *Squalius* sp.) y cobítidos (*Cobitis* sp.); especies periféricas, continentales de origen marino, como el fraile (*Salaria fluviatilis*); y especies diadromas, que realizan migraciones entre las aguas dulces y el mar en determinados periodos de su ciclo biológico, como la (*Anguilla anguilla*). El tramo inferior de estos ríos es un lugar de puesta, refugio o tránsito para una serie de especies diadromas, como por ejemplo las alosas (*Alosa* sp.), la anguila (*A. anguilla*), las lampreas (*Petromyzon marinus*), el esturión (*Acipenser sturio*); y también acoge a un amplio grupo de especies estacionales o esporádicas de origen marino, entre las que destacan los mugilidos (*Mugil cephalus*, *Liza saliens*, *L. ramada* y *Cheilon labrosus*), el pejerrey (*Atherina boyeri*), la platija (*Platichthys flesus*), la aguja de río (*Syngnathus abaster*), el góbido (*Pomatoschistus microps*) y la lubina (*Dicentrarchus labrax*). Mientras que las especies secundarias, confinadas a las aguas dulces pero tolerantes con la salinidad, como el fartet (*Aphanius iberus*) y el samaruc (*Valencia hispanica*), pueblan básicamente los ambientes estuarinos, especialmente las lagunas litorales y marismas, aunque también pueden habitar la zona fluvial del estuario.

La influencia humana sobre los sistemas acuáticos continentales y los ambientes litorales está muy arraigada, especialmente en la región mediterránea, donde surgieron algunas de las civilizaciones más antiguas. El uso del agua, y la construcción de azudes, presas, acueductos, canales y acequias, una práctica común a lo largo de la historia de las culturas mediterráneas, ha marcado el desarrollo agrícola y urbano de estas regiones. En la época actual, el aprovechamiento del agua

resulta indispensable para el crecimiento de un sector de la industria, pero su principal demanda obedece al gran aumento de la agricultura de regadío y la constante expansión del tejido urbano en la región mediterránea, favorecidas por un clima benigno y una buena situación geográfica. La consecuencia del vasto desarrollo regional y del asentamiento humano, unido al crecimiento de la ingeniería hidráulica, y a una política orientada en el consumo del agua más tarde, en la prevención de avenidas catastróficas, ha generado la construcción de un gran número de embalses, canalización de tramos bajos de ríos, derivación de caudales y el trazado de una amplia red de canales. Como resultado de todo este proceso se ha producido una profunda transformación de las cuencas y explotación de las aguas, con consecuencias negativas para las comunidades de peces. A todo este deterioro hay que sumar también la introducción de especies foráneas, que en la actualidad están desplazando de forma alarmante a la fauna autóctona de peces, pesca abusiva, así como la contaminación, extracción de áridos y otras prácticas de explotación derivadas de esta creciente humanización.

Las comunidades de los ambientes fluviales

Los factores abióticos y bióticos caracterizan la distribución de las comunidades de peces a lo largo del eje fluvial. En los tramos de montaña la altitud y la pendiente de la cuenca son factores importantes, y se manifiesta en una elevada velocidad del agua, arrastre de materiales erosivos, alta oxigenación y un moderado rango de variación de la temperatura del agua. Aguas abajo, en los cursos altos y medios, los ríos discurren a lo largo de un gradiente altitudinal en el que se da una sucesión de hábitats (rápidos, tablas y pozas) que se traducen en un aumento de la diversidad y biomasa de peces. Las zonas bajas de los ríos son áreas de deposición, de escasa pendiente y corriente moderada o lenta, en donde la estructura de la cuenca se vuelve más homogénea y el fondo está formado por materiales erosivos arrastrados a lo largo de la cuenca.

Las zonas más altas o de cabecera de los ríos mediterráneos están pobladas básicamente por la trucha común (*S. trutta*), que es la única especie adaptada a este tipo de ambiente de alta montaña. Pero ya en tramos algo más bajos, pero de montaña, pueden aparecer otras especies acompañantes, como el barbo de montaña (*B. meridionalis*), relegado al nordeste de Cataluña (del río Muga al Besós), y el barbo colirrojo (*B. baasi*), endemismo ibérico, propio de la cuenca del Ebro, y de los ríos cataluñes donde no aparece *B. meridionalis* (del río Llobregat al Riudecanyes) y una parte de las cuencas levantinas (hasta el río Turia). A pesar de que estos ciprínidos están adaptados a los cursos altos de las cuencas, también han colonizado muchos afluentes en áreas de escasa altitud, pero con tramos de corriente y una buena calidad de agua. En la cuenca del Ebro la comunidad de montaña se completa con el lobo de río (*Barbatula barbatula*), aunque no suele superar la cota de 1000 m. La trucha común coloniza los tramos altos de los ríos donde la temperatura media más cálida no sobrepase los 22°C, es común entre los 1500 y 800 m de altitud; aunque puede alcanzar cotas más altas y, en el extremo opuesto, llegar a altitudes mínimas de unos 500 m. Los barbos de montaña y colirrojo, por lo general, no toleran valores de temperatura superiores a los 24°C y su límite superior de distribución altitudinal está sobre los 1000 m.

Las comunidades de peces de los tramos medios de los ríos mediterráneos están dominadas por los ciprínidos, la mayoría de ellos no sobrepasan los 700 u 800 m de altitud, ni habitan en aguas cuyas temperaturas mínimas medias sean inferiores los 2°C. Son especies primarias y estenohalinas, y ocupan diferentes microhábitats. El poblamiento de los diferentes ríos mediterráneos denota su antiguo aislamiento, que ha favorecido la aparición de asociaciones o ensamblajes de especies diferentes. Entre los representantes del género *Barbus* cabe destacar el barbo de Graells (*B. graellsii*), el barbo mediterráneo (*B. guiraonis*) y el barbo gitano (*B. sclateri*), que ocupan, respectivamente, diferentes cuencas mediterráneas a lo largo de un gradiente longitudinal norte-sur. De forma similar se distribuyen geográficamente las especies del género *Chondrostoma*, tales como: la madrilla (*Ch. miegii*), la madrilla del Turia (*Ch. turicense*), la loina (*Ch. arrigonis*) y la boga *Ch. polylepis* (en el Júcar). También las diferentes especies de *Squalius* (*Leuciscus*), tales como el bagre (*S. cephalus*) o el cacho (*S. pyrenaicus*). Otra de las especies que habita ese tramo es la bermejuela (*Chondrostoma arcasii*), aunque su distribución en algunas cuencas mediterráneas o afluentes bajos del Ebro es discontinua,

probablemente debido a diversos impactos. Las especies de peces bentónicos de pequeño tamaño, como los cobítidos y blénidos, son especies termófilas que ocupan los tramos medios, y en algunos ríos las zonas bajas de tipo fluvial.

En algunos ríos se observa una clara zonación de las especies autóctonas a lo largo del eje fluvial, pero en otros esta zonificación no es tan evidente o de difícil interpretación, debido sobre todo a la fragmentación y reducción de las áreas de distribución de las especies por efecto de diversos impactos ambientales y la presencia de especies introducidas.

Por ejemplo el río Muga, de escasa longitud (65 km), está situado en la región húmeda mediterránea y tiene un considerable número de afluentes. Tiene una diversidad que oscila entre 0 y 1.78 bits, y una densidad de peces moderada (entre unos 450 y 10.500 ind./ha, con un máximo de 22.000 ind./ha). El barbo colirrojo (*B. baasi*) es la especie dominante, y junto con la anguila (*A. anguilla*) y el bagre (*Squalius cephalus*) forma una de las comunidades más características de toda la cuenca. La trucha común (*S. trutta*) sustituye en las zonas de cabecera al bagre. En los pequeños arroyos de montaña el único representante es el barbo colirrojo. Otras especies como el piscardo (*Phoxinus phoxinus*) y el espinoso (*G. gymnurus*) habitan en la zona media y baja.

Otro de los ejemplos de cuenca es el río Llobregat, que presenta una comunidad de montaña formada por la trucha común (*S. trutta*) y el barbo colirrojo (*B. baasi*), aunque a menudo la trucha es el único representante en los tramos de cabecera. Las zonas media y baja de la cuenca está dominada por una comunidad de ciprínidos, entre los que destacan el barbo de Graells (*B. graellsii*) y el bagre (*Squalius cephalus*). En la zona baja la comunidad típica, aunque actualmente muy alterada, está formada por la anguila (*A. anguilla*) y algunos mugílidos (*Liza ramada* y *Mugil cephalus*).

El río Matarraña, afluente del Ebro, de unos 100 km de longitud, discurre por terrenos silíceos y forma una cuenca de 1816 km², de altitud moderada entre los 680 y 95 m. Tiene un régimen típicamente mediterráneo, con una importante oscilación térmica, entre 6 y 31°C, con riadas y periodos de estiaje que pueden dejar seco o intermitente más de un tercio del río. Aunque estos drásticos estiajes se ven incrementados por la extracción de agua para uso agrícola. Este afluente, cuenta con un elevado número de especies 9 autóctonas y 11 introducidas. La zona alta, que en este río, se sitúa entre 680 y 500 m, está poblada por la trucha común (*S. trutta*), por el barbo colirrojo (*B. baasi*) y la madrilla (*Ch. miegii*), y aguas abajo o en los afluentes se incorpora a la comunidad el barbo de Graells (*B. graellsii*). La comunidad del curso medio (entre 500 y 200 m de altitud) estaría formada por ciprínidos (*B. graellsii*, *Ch. miegii*, *S. cephalus*, *Ch. arcasii*) y por homaloptéridos (*B. barbatula*) y cobítidos (*C. paludica*). En el curso bajo (de 200 a 95 m.) están presentes casi todas las especies del curso y el fraile (*S. fluviatilis*), además de un gran número de especies introducidas, favorecidas por la proximidad al embalse de Ribaraja-Mequinzenza. En el mismo tramo de la cuenca los ensamblajes son como máximo de cinco especies autóctonas (generalmente entre tres y cuatro); la diversidad de especies, introducidas y autóctonas, oscila entre 0.52 y 1.78 bits y aumenta en dirección a la desembocadura. Sin embargo, las abundancias son muy variables, en líneas generales, oscilan entre los 3.000 a 4.500 individuos/ha en las zonas de cabecera, entre los 10.500 y 50.000 individuos/ha en los tramos medios (con máximos de 155.000 individuos/ha), y desciende de nuevo en la zona baja hasta unos 3.500 a 13.500 individuos/ha, probablemente por efecto de la sequía estival que afecta a este tramo del río. Otras subcuencas del Ebro como el río Segre, presentan una clara región de cabecera o de la trucha y una amplia zona que abarca los tramos medio y bajo dominada básicamente por los ciprínidos, con presencia de *B. barbatula* en los tramos altos y de *S. fluviatilis* en las zonas bajas; entre los ciprínidos la tendencia es, aunque con ciertas diferencias, que *B. baasi* está en las zonas altas y medias y *B. graellsii* en los tramos medios y bajos, mientras que *Ch. miegii* y *S. cephalus* tienden a ocupar los tramos medios.

Entre las cuencas levantinas, muy alteradas por diferentes tipos de impactos, el río Mijares presenta una marcada zonación, con presencia de *S. trutta* y *B. baasi* en las zonas altas, y la madrilla del Turia *Ch. turiense*, *S. pyrenaicus*, *B. guiraonis*, *Chondrostoma arcasii* y *C. paludica* en los tramos medios y bajos, y presencia también de *A. anguilla* en la zona media-baja. El Turia y Júcar, conservan también poblaciones de trucha, la cuenca está dominada por los ciprínidos: *S. pyrenaicus*, *B. guiraonis*, *Ch. turiense* (en el río Turia), *Ch. arrigonis* (en el río Júcar) y *Ch. arcasii*; en algu-

nos tramos del curso medio del río Júcar hay poblaciones de *S. fluviatilis*; mientras que a la región medio-baja, hasta donde los embalses permiten su tránsito, hay anguilas.

Respecto al uso del microhábitat en las cuencas mediterráneas, tomamos como ejemplo dos localidades del río Matarraña situadas, respectivamente, en el curso alto y bajo. Se observa en la zona alta una comunidad de montaña caracterizada por la presencia de la trucha común (*S. trutta*), además de la introducida trucha arco-iris (*Oncorhynchus mykiss*), que ocupan las zonas de corriente, situándose a media altura en la columna de agua; en estos tramos y sobre todo en la zona de tablas también es frecuente el barbo colirrojo (*B. baasi*) y el lobo de río (*B. barbatula*), que aprovechan diferentes refugios, como piedras, ramas o la vegetación de ribera sumergida; en las pozas se encuentran algunos ciprínidos que ocupan posiciones próximas al fondo (*B. graellsii* y *Ch. miegii*) o en la columna de agua, como la bermejuela (*Ch. arcasii*). En las zonas bajas, se observa una clara estratificación vertical de las especies. La comunidad está dominada por ciprínidos, pero abundan las especies alóctonas, que se concentran en la zona de pozas y tablas. La zona bentónica está ocupada por el fraile (*S. fluviatilis*), el lucio (*Esox lucius*) y el gobio (*Gobio gobio*); el barbo de Graells (*B. graellsii*) y la madrilla (*Ch. miegii*) ocupan posiciones más elevadas sobre el sustrato; y finalmente en la columna de agua, en el estrato próximo a la superficie se sitúa el bagre (*Squalius cephalus*).

Las comunidades de los ambientes estuáricos

La ictiofauna de las zonas estuáricas mediterráneas es fruto de la intersección de las especies de origen limnético y marino. La distribución y abundancia de las especies está relacionada con las variaciones ambientales (salinidad, temperatura, profundidad, tipo de sustrato, turbidez, concentración de oxígeno, etc.), pero también depende de la capacidad de adaptación de las especies a estos cambios ambientales y a sus ciclos biológicos. En general el número total de especies que pueden habitar este tipo de ambientes es elevado, pero la diversidad respecto al tiempo y espacio suele ser baja. Las fluctuaciones ambientales varían de forma brusca y rápida, pero también estacionalmente o con otra periodicidad, a menudo como resultado de los procesos de humanización a que están sometidas las zonas bajas de los ríos y los sistemas lagunares costeros. La mayoría de especies que colonizan los estuarios lo hacen para aprovechar el exceso de producción primaria y secundaria (esporádicas o accidentales), o utilizan el estuario como zonas de refugio o de puesta; pero también existe un componente limnético, propio del curso bajo de las cuencas, y una serie de especies migratorias o diadromas (catádromas y anádromas).

Las especies de peces que habitan en los estuarios se pueden agrupar según una serie de categorías de acuerdo con el tipo de permanencia en las aguas continentales: sedentarias, sedentario-estacionales, estacionales, migradoras y accidentales. Las especies sedentarias son de origen limnético y habitan la zona inferior de las cuencas o los sistemas litorales de tipo limnético. Las sedentario-estacionales son las que pasan gran parte de la vida en las aguas continentales y se reproducen en ellas, pero suelen realizar desplazamientos que afectan a toda o a una parte de la población, entre las aguas continentales y las marinas. Las especies estacionales, son especies eurihalinas de origen marino que colonizan periódicamente las aguas continentales; la colonización puede ser de tipo trófico o reproductiva. Las especies migratorias o diadromas, anádromas o catádromas, suelen utilizar la mayoría de masas continentales estuáricas como lugar de paso en su migración aguas arriba de los ríos. Finalmente las especies accidentales o esporádicas, son las que arrastradas por la corriente (las de tipo limnético) o que de forma ocasional penetran en las aguas continentales para alimentarse (las de origen marino), pero que su tránsito hacia los ambientes estuáricos no responde a ningún tipo de periodicidad o migración.

El número de especies de origen fluvial o limnético que habita las desembocaduras de los ríos mediterráneos ibéricos y los sistemas lagunares y estuáricos litorales es considerablemente inferior al de las marinas, ya que la mayoría de especies tienen poca tolerancia a la salinidad. Las especies autóctonas estuáricas pertenecen a las siguientes familias: ciprínidos, cobítidos, ciprinodóntidos, gasterosteidos y blénidos.

Los peces de origen marino que colonizan las aguas continentales están adaptados a vivir sobre fondos arenosos o fangosos y habitan en los ambientes marinos litorales. La mayoría de especies lle-

gan a los ambientes estuáricos en fase juvenil o postlarval para alimentarse y utilizan las lagunas litorales como áreas de refugio, o bien como adultos y se reproducen en las aguas continentales. La mayoría de especies pertenecen a las siguientes familias: clupeidos, engraulidos, belónidos, aterínidos, singnátidos, serránidos, pomatómidos, carángidos, espáridos, esciéndidos, brámidos, múlidos, mugílidos, traquínidos, blénidos, góbidos, pleuronéctidos y soleidos. El porcentaje de especies diadromas en los estuarios mediterráneos es bajo, y solo existen algunas especies anádromas, como el sábalo (*A. alosa*), la saboga (*A. fallax*), la lamprea marina (*P. marinus*), y una especie catádroma, la anguila (*A. anguilla*), que transitan hacia los lugares de puesta, en las aguas dulces o marinas, respectivamente.

Las especies marinas que penetran en las aguas continentales son de tipo epipelágico, litorales-demersales o bentónicas. Entre las especies eurihalinas de origen marino destacan: el pejerrey (*A. boyeri*); la aguja de río (*Syngnathus abaster*); mugílidos (*M. cephalus*, *L. ramada*, *L. saliens* y *Ch. labrosus*); góbidos (*P. microps*, *P. minutus* y *P. marmoratus*); la platija (*P. flesus*) y la lubina (*D. labrax*). Las especies eurihalinas de tipo limnético son el fartet (*A. iberus*), el samaruc (*V. hispanica*) y el espinoso (*G. gymnurus*).

Estado actual y problemática

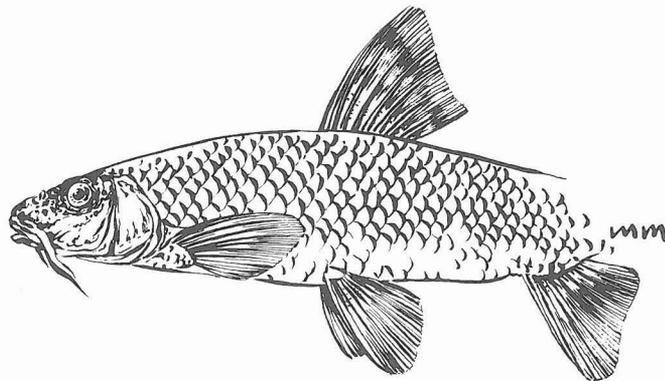
La intervención humana sobre los sistemas acuáticos continentales mediterráneos es muy antigua, pero sus efectos han sido especialmente negativos en las últimas décadas, favorecida por la gran expansión urbana de la región y por una política de desarrollo industrial y agrícola poco sustentable e incompatible, en muchos casos, con la conservación. Existen prácticas de uso y explotación del agua poco respetuosas con el medio, que alteran el régimen hidrológico de las cuencas y no tienen en cuenta a los organismos acuáticos. Se ha producido una transformación del bosque de ribera y una ocupación de la llanura de inundación. Hay importantes procesos erosivos que afectan, en diferente grado, a diversas cuencas mediterráneas ibéricas. Se han intercalado todo tipo de barreras en las cuencas, tales como embalses y azudes, y construido una amplia red de canales y acequias. También es importante la alteración del lecho de los ríos producida por las extracciones de áridos y las canalizaciones. Existe una creciente contaminación de las aguas continentales, aunque en algunas regiones se intenta paliar con la construcción de una red de depuradoras.

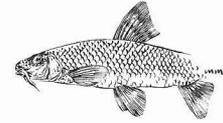
La introducción de especies exóticas ha producido un gran impacto negativo, debido a la competencia, depredación y desplazamiento de la fauna autóctona; en la actualidad el número de especies introducidas en la región mediterránea supera al de autóctonas. Pero también la traslocación de especies autóctonas entre cuencas puede afectar a la fauna local, por competencia, contaminación genética, etc. La captura excesiva de algunas especies, como la trucha común, y una escasa gestión de la pesca deportiva son responsables de la disminución de la biomasa de peces en muchas cuencas y de la alteración de las comunidades de peces. También se han visto afectados los sistemas lagunares costeros y los estuarios de los ríos debido a una falta de regulación de la pesca profesional que afecta sobre todo a las especies estacionales y migratorias. El resultado de todas estas actuaciones es una importante transformación de los ecosistemas fluviales mediterráneos y un gran empobrecimiento de las comunidades de peces, que conlleva una pérdida de biodiversidad y biomasa.

En general las localidades de cabecera y los afluentes son las áreas que están mejor conservadas. Sin embargo las especies más amenazadas habitan en los tramos medios y bajos, que son los que tienen una mayor biodiversidad y valor faunístico de conservación, pero presentan graves impactos. En todas las cuencas mediterráneas el área de distribución de las especies autóctonas ha disminuido en los últimos cincuenta años, en un proceso que no parece haber finalizado. Algunas especies han sido declaradas en peligro de extinción en el ámbito nacional o autonómico, tales como el Samaruc (*V. hispanica*), el fartet (*A. iberus*), el fraile (*S. fluviatilis*) y el espinoso (*G. gymnurus*). Sin embargo, su conservación no parece haber sido efectiva, y las áreas de distribución en éstos siguen reduciéndose. Tampoco la situación del resto de especies autóctonas de las cuencas mediterráneas puede considerarse buena, ya que la mayoría están incluidas o deberían incluirse en diferentes categorías de amenaza.

Anatomía e Histología de los Peces de Agua Dulce

Gabino González González
Museo Nacional de Ciencias Naturales. CSIC.





COMO en el resto de los vertebrados, la piel de los peces es la envoltura del cuerpo y la primera línea de defensa contra la enfermedad, y posee además funciones respiratorias, excretoras y de osmorregulación. Este tegumento, combinando una coloración críptica con la luminosidad ambiental, facilita el ocultamiento del individuo o, al contrario, puede advertir de su presencia o período de freza mediante combinaciones de color especiales. La piel también posee glándulas mucosas, cuya secreción dan las característicos toques de viscosidad y de olor al pez.

El sistema tegumentario comprende las estructuras externas que separan al organismo del medio ambiente. Consta de dos grupos principales de estructuras: la piel, con dos unidades bien definidas, la epidermis en la superficie y la dermis debajo de ella y los derivados integumentarios (glándulas, escamas, espinas, cromatóforos, etc.).

La piel de los peces consta de las siguientes capas: cutícula, epidermis, lámina basal, dermis e hipodermis. La capa externa o cutícula, descrita por Whitear (1970), está constituida por mucopolisacáridos, con un espesor aproximado de una micra, células epiteliales descamadas y células mucosas en copa.

Además de estos elementos principales hay que mencionar otras estructuras anatómicas: tejido conjuntivo y adiposo, vasos sanguíneos, órganos sensoriales y nervios.

Las células secretoras de mucus se encuentran en toda la epidermis de los peces. Estas células segregan un moco deslizante que cubren la superficie de los peces. Presumiblemente este moco disminuye el rozamiento del pez cuando nada. Al ser expulsado al exterior el moco lleva consigo microorganismos y sustancias irritantes, que son tóxicas si se acumulan en el interior del tegumento, al mismo tiempo protege el interior del organismo de la invasión de bacterias, hongos y de la arena y partículas de suciedad en suspensión.

Los peces presentan una gran capacidad para cambiar el color, bien por adaptación al medio ambiente o por su actividad sexual o por noxas patológicas. Esta facultad es debida a fenómenos de absorción y reflexión de la luz mediante varios tipos de pigmentos. Según el color de sus gránulos pigmentarios, podemos distinguir los siguientes tipos de cromatóforos: los eritróforos, que contienen pigmentos rojo y naranja, los xantóforos que contienen pigmentos amarillos, los melanóforos que contienen pigmento negro y los leucóforos que contienen pigmento blanco. Los iridocitos, también llamados células espejo, junto con los leucóforos forman la base de los colores blanco y plateado de los peces.

Las funciones más importantes de la coloración de los animales son: camuflaje con el ambiente, la comunicación tanto con otros miembros de la misma especie como con el resto de las especies con las cuales convive, para propósitos sexuales y sociales, para advertir o intimidar a depredadores potenciales. lo que les permite pasar desapercibidos ante los posibles depredadores.

Las escamas de los peces son placas flexibles calcificadas, yacen en parte en la superficie de la "cavidad de escamas" y están orientadas hacia la zona posterior del cuerpo. En los peces las escamas son: de tipo cicloideo, redondeada y carente de pequeñas espículas en su borde posterior-externo y de escamas ctenoides con dientecillos en su borde postero-externo. Estas escamas cubren el cuerpo del pez, imbricándose de manera escaqueada, a veces se localizan también en la cabeza. El crecimiento anual de las escamas nos permite valorar la edad del individuo.

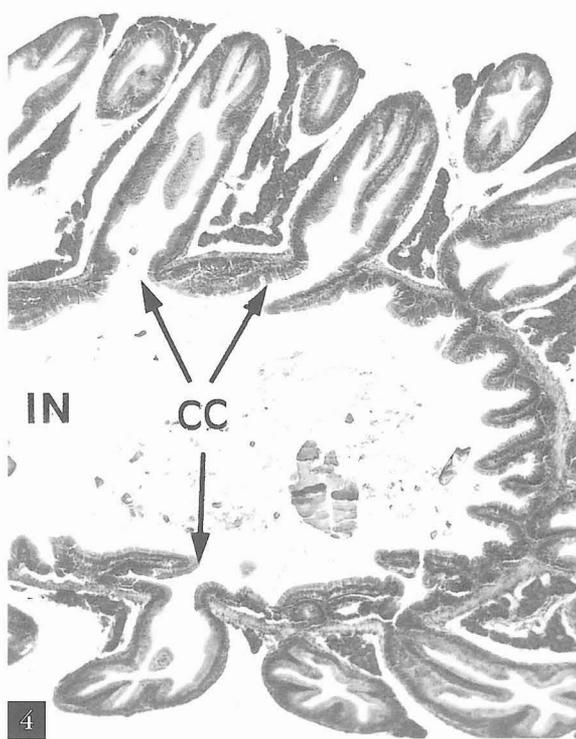
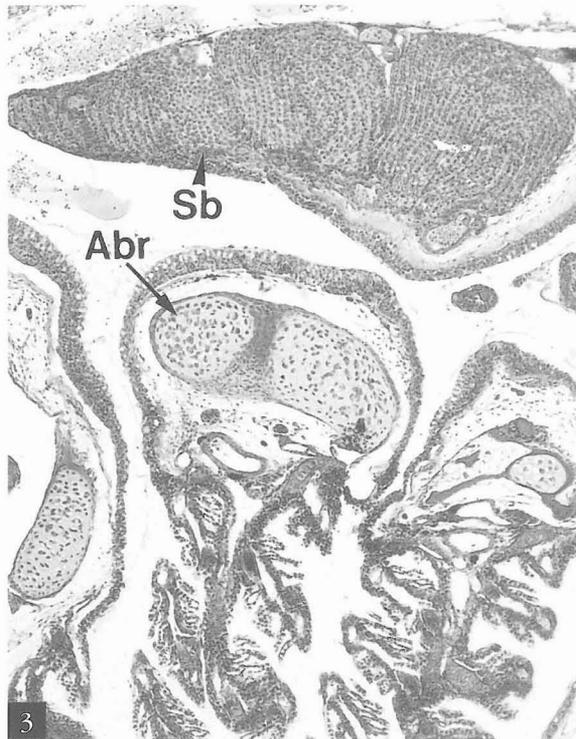
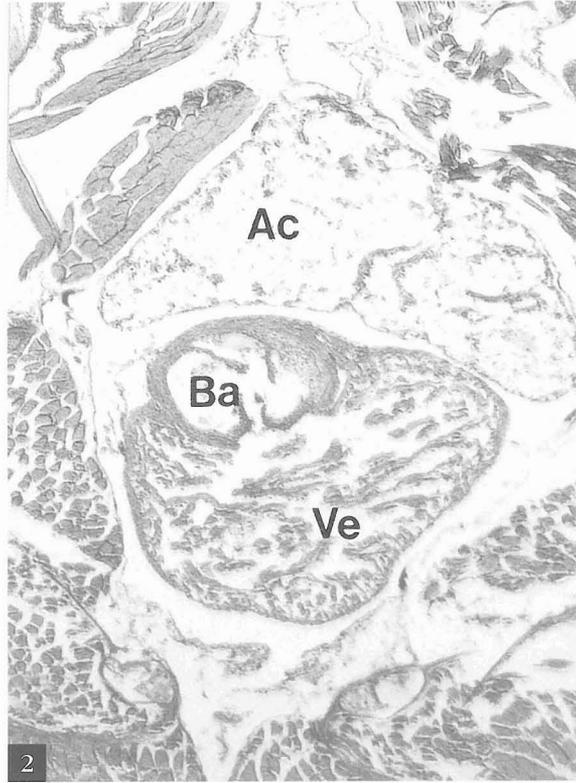
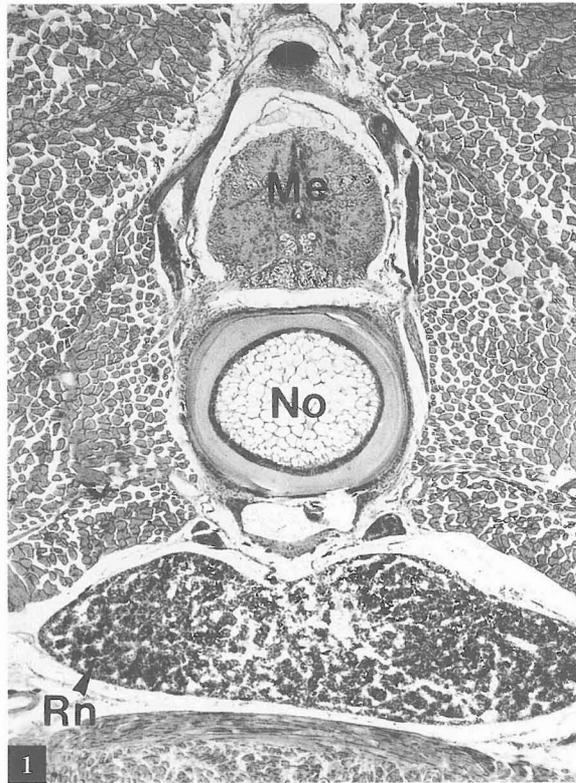


FIGURA 1

1. Situación de la notocorda (No) y del riñón anterior (Rn); Me, médula. Hematoxilina-eosuna. x29.
2. corte frontal del corazón de una trucha arco iris. Ac, aurícula; Ba, bulbo arterial; Ve, ventrículo; H.E. X57,6.
3. Situación del arco branquial, de las branquias (Abr) y de las seudobranquias (Sb) en la cavidad oral. H.E. x45.
4. Corte histológico a nivel intestino anterior, donde se observa la disposición de los cecos intestinales.

Sistema músculo-esquelético

Los sistemas de sostén comprenden no solo aquellas tramas estructurales que desempeñan funciones mecánicas (especialmente estáticas) sino también de tejidos que regulan la temperatura, el metabolismo, la defensa y la regeneración. Dentro de estas estructuras merece una mención especial la cuerda dorsal o notocorda (Fig. 1.1) ya que constituye el primer órgano de sostén del cuerpo de los vertebrados.

Un tejido de sostén modelado, elástico a la presión y a la flexión puede formarse también sin que se desarrolle cuantiosamente una sustancia intercelular específica; esto es lo que sucede en la cuerda dorsal o notocorda. La notocorda es el órgano axial de sostén propio de las larvas de Tunicados, de Cefalocordados y de Vertebrados (Cordados). Este órgano puede ser permanente (Cefalocordados) o puede involucionar durante la ontogénesis (Vertebrados). La notocorda aparece como una columna redondeada, afilada por sus dos extremos y se encuentra especialmente desarrollada en la lanceta de mar o amphioxus (*Branchiostoma lanceolatum*), así como en los Petromizóntidos.

En cada vértebra y unidos a la notocorda aparecen un arco hemal y un arco neural, compuestos de hueso cartilaginoso. La parte fibrosa de estos arcos forma una espina que se proyecta entre los mioseptos. En la zona caudal la notocorda se curva hacia arriba y hacia atrás, formando el urostilo; el arco hemal se convierte en el hueso hipural y el arco neural en el hueso epural.

El esqueleto de los peces está compuesto por: el cráneo, la columna vertebral, las costillas, huesos intermusculares y cartílago unido a tendones y ligamentos.

El cartílago está formado por células cartilaginosas o condrocitos y una matriz cartilaginosa. La estructura está recubierta por una membrana denominada pericondrio. La matriz cartilaginosa está constituida por fibras (colágenas y elásticas) y sustancia interfibrilar. El cartílago no tiene vascularización ni inervación propia.

El hueso de los peces está constituido por una matriz ósea (fibras colágenas y sales calcáreas), rodeada por un periostio, carece de osteocitos (hueso acelular). El periostio está compuesto por tejido conjuntivo y tejido osteogénico, donde se encuentran los osteoblastos. Estas células son las encargadas de la construcción del hueso.

Como ejemplo de hueso cartilaginoso tenemos el arco branquial, formado por tejido cartilaginoso revestido de hueso fibroso, excepto en la zona apical donde no aparece el hueso. Rodeando al hueso aparece el pericondrio. Un hueso cartilaginoso típico es el opérculo, constituido por tres capas. Las capas interna y externa están formadas por la piel y la capa intermedia por el hueso. El tejido óseo de los peces no presenta un sistema de laminillas y conductos de Havers y/o médula ósea como en los mamíferos.

Los peces, como el resto de los vertebrados, presentan tres clases de músculos: 1) músculo liso, localizado principalmente en el tubo digestivo, 2) cardíaco, en el corazón y 3) esquelético, un tipo especial de músculo estriado. Estos tres tipos de tejido muscular se pueden diferenciar histológicamente.

La musculatura lisa aparece en las paredes de los vasos, del tubo digestivo, en la piel, conductos hepáticos y pancreáticos. El elemento constitutivo de la musculatura lisa es la célula muscular, el núcleo suele estar en el centro de la célula.

El elemento fundamental de los músculos esqueléticos de los vertebrados es la fibra muscular estriada, también elemento constitutivo de la faringe, del esófago y del estómago. Cada célula de 7 a 12 mm de longitud, contiene numerosos núcleos alargados, los cuales se disponen en el ectoplasma por debajo de la membrana celular o sarcolema. El resto del citoplasma, aparte de los organelos habituales, posee una serie de unidades estructurales denominadas miofibrillas.

Las miofibrillas, que aparecen íntimamente yuxtapuestas, presentan una estructura periódica uniforme caracterizada por una sucesión de segmentos anchos oscuros (discos oscuros) y otros claros estrechos (discos claros). Los discos transversales oscuros (discos A) muestran una birrefringencia con la luz polarizada. Los discos claros no son birrefringentes sino simplemente refringentes (discos I, isotropos).

Los peces nadan produciendo una serie de ondas de contracción muscular a partir de una zona media en el cuerpo y hacia la cola. La característica más patente de los peces es el plegamiento y entrelazado de sus miómeros: externamente, los músculos ocupan los cuadrantes del cuerpo, separados unos de otros por un septum medio y un septum horizontal transversal. Los dos haces musculares dorsales, por encima del septum horizontal se conocen como músculos epiaxiales, mientras que los ventrales se denominan músculos hipoxiales.

Ligamentos y tendones. Los ligamentos más importantes son el que discurre a lo largo de la espina dorsal, a la altura del arco neural (ligamento dorsal) y un ligamento ventral, a la altura del arco hemal, el cual forma parte de la pared dorsal de la aorta dorsal. Los tendones se pueden observar en los sep-

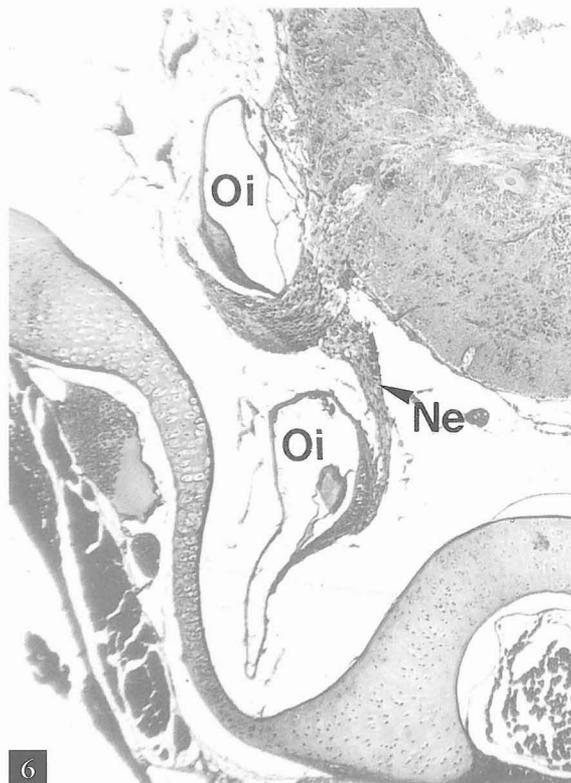
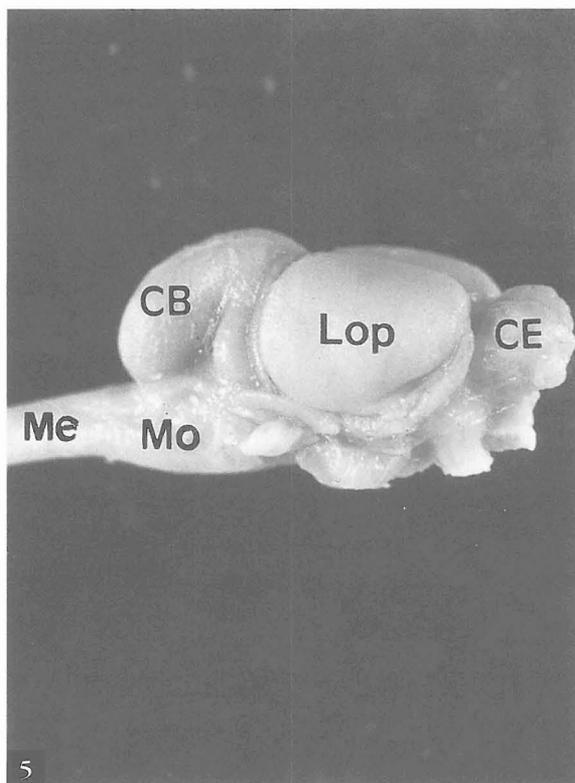
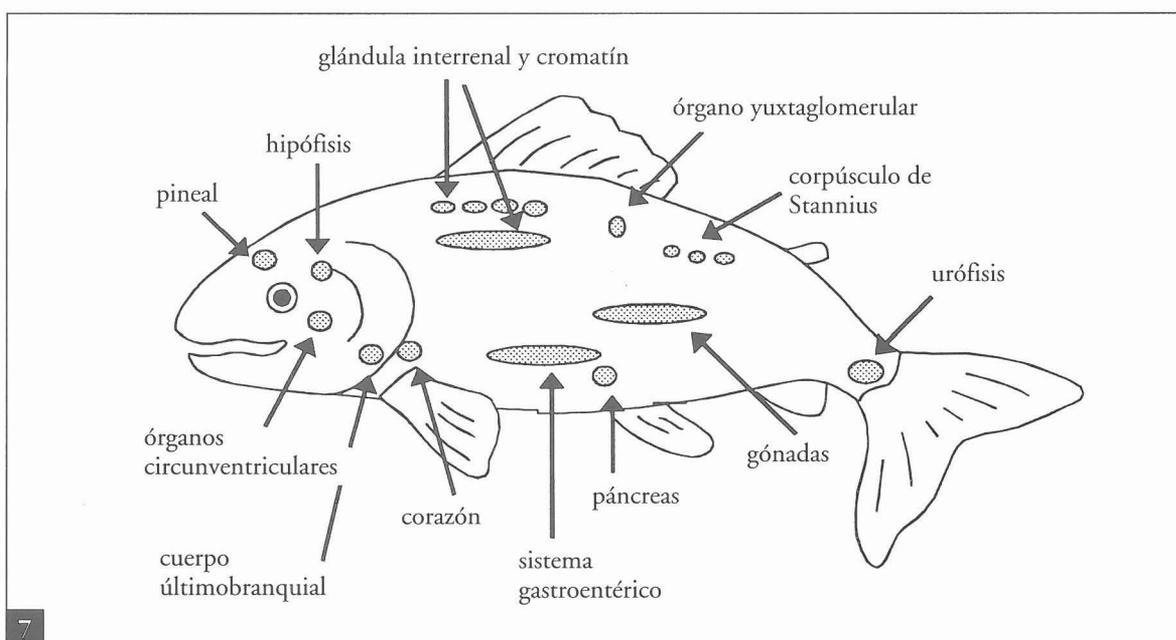


FIGURA 2

5. Vista lateral del encéfalo de una trucha común; CE, cerebro; CB, cerebelo; Lop, lóbulo óptico; Me, Médula espinal; Mo, médula oblongata.

6. Situación del oído interno en la trucha, Ne, nervio del VIII par; oído interno, Impregnación con plata. X40.

7. Situación de los órganos endocrinos en un pez.



tos que dividen el sistema muscular en las porciones epiaxial e hipoaxial, y desempeñan un papel importante en la natación del pez.

Aletas.- En los alevines de salmónidos existe una aleta membranosa que ocupa la cola, así como la línea media dorsal y media ventral. Con el crecimiento del pez este pliegue se transforma en las aletas dorsal, caudal y anal. Los salmónidos desarrollan además una aleta adiposa entre las aletas caudal y dorsal.

El aspecto de la fibra muscular cardíaca es semejante a la del músculo esquelético, con la salvedad de que son células uninucleadas, que ocupan una posición central en la célula.

Sistema circulatorio

El atrio o aurícula ocupa la mayor parte de la región dorsal pericardial y envuelve parcialmente el ventrículo, situándose en forma de pirámide invertida. Esta aurícula recibe la sangre procedente del seno venoso, que a su vez recoge la sangre venosa del resto del organismo, a través de las venas hepáticas o de los conductos de Cuvier.

El ventrículo presenta una pared engrosada, constituida por abundantes fibras entrecruzadas con una disposición circular de las mismas en su parte externa. En su cara interna aparece una capa esponjosa, que emite digitaciones hacia el lumen del ventrículo. El endocardio es la membrana limitante que recubre la superficie interna del corazón, está formado por células endoteliales y tejido conectivo. El epicardio es la membrana externa del corazón, constituido por un epitelio plano simple que descansa sobre una capa de tejido conectivo. En el ventrículo se pueden observar dos válvulas, una situada entre el atrio y el ventrículo y otra entre el ventrículo y el bulbo arterial.

Desde el ventrículo la sangre pasa al bulbo arterial a través de un par de válvulas. (Priede, 1976). Este bulbo arterial se continúa con el tronco arterial o aorta ventral (Fig. 2.5)

La aorta ventral es una arteria de tipo elástico que se prolonga hacia adelante a través de cuatro o cinco arterias branquiales.

Las arterias branquiales eferentes confluyen en posición dorsal en la faringe, formando la arteria dorsal, con una estructura intermedia entre una arteria y una vena. En general, las arterias que transportan sangre oxigenada son de tipo muscular.

El corazón de los peces carece tanto de fibras de Purkinje como de los nódulos auriculoventricular y sinoauricular, la dinámica cardíaca en los peces aparece regulada por el sistema nervioso vegetativo. El ritmo cardíaco normal es de 30-50 (bpm) latidos por minuto.

La sangre es un líquido rojo que circula por un sistema cerrado de vasos sanguíneos. Es la encargada de llevar el oxígeno desde las branquias y los principios nutritivos desde el digestivo hacia otras zonas del organismo, también transporta el dióxido de carbono producido en el cuerpo hacia las branquias y los desechos nitrogenados al sistema renal. La sangre está formada por una parte líquida coagulable, viscosa y amarillenta, el plasma sanguíneo, y por una serie de elementos formes, las células sanguíneas, así como trombocitos y hemoconias.

En la sangre las células o elementos derivados de células más frecuentes son: glóbulos rojos, eritrocitos o hematíes, glóbulos blancos o leucocitos y plaquetas o trombocitos, importantes para el proceso de coagulación. Los eritrocitos están al servicio de intercambio de gases (oxígeno y dióxido de carbono), los leucocitos para defender el organismo de las más diversas noxas principalmente y los trombocitos para los fenómenos de coagulación.

Los glóbulos rojos de los peces tienen un diámetro de 7,5 a 12 μm y son semejantes a los de los restantes vertebrados, pero al igual que los de aves, anfibios y reptiles, es nucleado. El número de glóbulos rojos de los peces varía de acuerdo con factores ambientales, en general está comprendido entre 1 y 1,5 millones por mm^3 .

Los leucocitos se clasifican en granulares y no granulares, según posean o no gránulos específicos en su citoplasma. Los leucocitos granulares se clasifican a su vez en eosinófilos, basófilos y neutrófilos, según el grado de afinidad de los colorantes utilizados. Los leucocitos no granulares son los linfocitos y los monocitos.

Las plaquetas o trombocitos (elementos derivados de los megacariocitos) son responsables de la coagulación de la sangre. La estructura de los trombocitos muestra una gran similitud con la de las plaquetas de los mamíferos): se diferencia una parte citoplásmica o hialómero, que contiene glucógeno, y el granulómero, constituido por mitocondrias, vesículas, retículo endoplásmico liso y gránulos heterogéneos. Su diámetro oscila entre 1 y 4 μm número entre 60.000-70.000 u/mm^3 . Las plaquetas de los peces, a diferencia del resto de los vertebrados, son elementos nucleados. Estos elementos, aparte de participar en la coagulación de la sangre, poseen propiedades fagocíticas.

Sistema linfoide y hematopoyético

Inmunológicamente, los órganos linfoides se dividen en dos grandes categorías: primarios o centrales y secundarios o periféricos. Se consideran órganos primarios aquellos donde se produce la linfopoyesis, es decir, donde se originan los linfocitos y maduran hasta convertirse en células competentes inmunológicamente, capaces de reconocer y responder de forma específica a los estímulos antigénicos; en los peces el órgano primario por excelencia es el timo. Los órganos secundarios son aquellos donde se disponen los linfocitos maduros y competentes inmunológicamente, produciéndose la respuesta inmunitaria frente a estímulos antigénicos; incluyen el bazo, el tejido linfoide incluido en el riñón y el que se encuentra asociado a la mucosa del tracto gastro-intestinal. La carencia de tejido linfoide en médula ósea y ganglios linfáticos de la mayoría de los peces es obvia, ya que carecen de dichas estructuras.

En los peces y en general en los teleosteos, los órganos linfoides principales son: timo, bazo, riñón y acúmulos linfoides del tracto intestinal.

El timo de los salmónidos se encuentra estrechamente asociado con la cavidad branquial. Es un órgano par, una especie de placa ovoide de tejido linfoide que se dispone subcutáneamente en la comisura dorsal del opérculo y a diferencia del resto de los vertebrados, se mantiene en continuidad con el epitelio faríngeo durante toda la vida del animal.

El bazo es el único órgano con estructura similar a un ganglio linfático que aparece en los peces teleosteos. El bazo es un órgano de color rojo oscuro, con los bordes bien definidos, situado en las proximidades del estómago o del intestino. El bazo tiene una doble función: además de ser un órgano linfoide secundario, interviene en el metabolismo eritrocitario, siendo el lugar donde son eliminados los hematíes envejecidos y macrófagos, numerosos eritrocitos y tejido hematopoyético.

El riñón de los salmónidos es un órgano pluripotencial, tiene en su composición elementos hematopoyéticos, retículo-endoteliales, endocrinos y excretorios. Consta de dos partes: el pronefros, también denominado riñón anterior, y el mesonefros (opistonefros) o riñón excretor. El tejido hematopoyético, en el que tiene lugar la linfopoyesis, eritropoyesis y granulopoyesis, se localiza en el riñón anterior, aunque también aparece tejido hematopoyético entre los túbulos del riñón posterior. Parece ser que en los peces el riñón realiza las funciones de la médula ósea y de los ganglios linfáticos, al carecer de estos órganos (Fig 1.1).

Como ya hemos indicado, tanto en el riñón anterior como en el posterior existe tejido linfo-hematopoyético, aunque la capacidad de producción de estas células es mayor en la porción cefálica del riñón, donde los túbulos renales del pronefros han desaparecido.

Sistema respiratorio

Los peces respiran por medio de branquias, estructuras situadas a ambos lados de la garganta. La superficie del epitelio branquial es comparable en extensión a la superficie total de la piel y en algunas especies es incluso mayor (Fig. 1.3).

Estructuralmente las branquias están constituidas por una serie de radios óseos, revestidos por un epitelio muy delgado y una serie de capilares sanguíneos muy finos. El agua está circulando constantemente alrededor de las branquias, por lo que la sangre de los capilares libera el CO² producido por el animal y capta el O² que lleva este agua, mediante difusión a través del epitelio. Aparecen además células mucosas y células de cloruro, encargadas de eliminar el exceso de sales en la sangre, así como el amonio.

El epitelio branquial es una estructura muy delicada y al estar situado en el exterior suele ser muy vulnerable a las agresiones del medio. Por este motivo, las branquias aparecen protegidas en su cara externa por un escudo óseo móvil, el opérculo. En la parte interna de la branquia el eje óseo desarrolla una serie de varillas o espinas, que en conjunto presentan aspecto de peine, son las espinas branquiales, encargadas de dirigir el alimento hacia el digestivo, evitando su paso por las branquias.

Un arco branquial típico está constituido por una serie de huesos, dispuestos lateralmente alrededor de la faringe: faringobranquial, el más dorsal, epibranquial, ceratobranquial, hipobranquial y basi-branquial, que une ventralmente los dos huesos hipobranquiales del mismo par de branquias.

Las branquias están compuestas por dos series de cuatro holobranquias, que forman las paredes de la faringe. Cada holobranquia se compone a su vez de dos hemibranquias, que se proyectan desde el borde posterior del arco branquial, de forma que los bordes libres divergen y tocan los de las holobranquias adyacentes.

El arco branquial de los teleósteos está formado por una estructura ósea curvada, de la cual irradian una serie de radios branquiales que soportan las laminillas primarias. El ángulo de estos radios puede variar gracias a una serie de músculos adductores, encargados de regular la disposición espacial de las laminillas. A los arcos llegan arterias branquiales aferentes, que provienen de la aorta ventral, y de ellos salen arterias branquiales eferentes, que desembocan en la aorta dorsal. Al llegar a las holobranquias la aorta ventral se divide en numerosas ramificaciones, muy finas, cada una de las cuales se dirige a lo largo del borde opercular de la laminilla primaria, entra en las laminillas secundarias y finalmente se unen formando las ramas de la arteria branquial eferente, que circula a lo largo del borde bucal de la laminilla primaria. Esta sangre desoxigenada circula por las laminillas secundarias en dirección opuesta a la del agua que fluye por las branquias.

Cada laminilla primaria está compuesta por un eje cartilaginoso rodeado de tejido conectivo, por donde discurren las arterias aorta aferente (sangre sin oxigenar) y eferente (sangre oxigenada). En la parte externa posee una epidermis mucosa.

Durante la ventilación el agua se recoge en la boca, pasa por las branquias y sale por los opérculos. El flujo está controlado por la compresión y expansión alternada de la cavidad bucal y opercular, que actúan manteniendo sobre las branquias una corriente continua de agua. Existe una branquia rudimentaria localizada bajo el opérculo, en posición dorsal respecto a los principales arcos branquiales, denominada pseudobranquia. Además de actuar como receptor, la pseudobranquia tiene otra función no sensorial, la hiperoxigenación de la coroides del ojo (Fig. 1.3).

Sistema digestivo

El canal alimentario ó tubo digestivo de los peces se extiende desde la boca hasta el ano, en forma de un tubo segmentado y plegado, en el cual se pueden distinguir los siguientes segmentos: cavidad oral y dientes, faringe, esófago, estómago e intestino. Los ciprínidos (carpas, rutilos, bremas y otros) carecen de estómago; la mayoría de los demás peces óseos tienen el estómago en forma de "U". Los ciegos pilóricos son abundantes en los salmónidos. Estos divertículos están localizados en el intestino anterior, próximos a la salida del píloro. Consisten en proyecciones como dedos, que se abren al intestino, incrementan la absorción de nutrientes, al aumentar la superficie intestinal (Fig. 1.4).

El ano está separado en la mayoría de los peces óseos del orificio genital, situado justo detrás de él. Otra estructura vinculada al sistema digestivo, es la vejiga natatoria ó gaseosa, está situada siempre encima del intestino. En los salmones, esócidos y ciprínidos, la vejiga se comunica con el esófago a través del conducto neumático, hay otras especies, como las percas, que la tienen cerrada sin unión al intestino. Esta vejiga contiene un gas semejante al de la atmósfera: con oxígeno nitrógeno y anhídrido carbónico y le sirve al pez como sistema de flotación y como sistema de resonancia de la vejiga al laberinto. Además del tubo digestivo, hay una serie de glándulas digestivas que forman parte de este sistema como las glándula gástricas e intestinales, el hígado y el páncreas.

Sistema excretor

Aunque difieren notablemente en cuanto a función, en los salmónidos el sistema reproductor y el excretor están relacionados anatómicamente.

Los salmónidos poseen dos riñones, de forma alargada, que se sitúan por encima de la cavidad abdominal y con disposición ventral respecto a la columna vertebral y a la aorta dorsal, por fuera del peritoneo. Por lo general presentan un color pardo rojizo, con aspecto pulposo y sanguinolento cuando se rompe, p.e. al eviscerar el pez. Cada riñón vierte la orina al exterior a través de un conducto o ureter, los dos conductos pueden fusionarse en la zona caudal en uno solo, o bien pueden

formar un seno ensanchado (el seno urogenital en elasmobranquios, la vejiga urinaria en muchos peces óseos).

Este extremo, denominado cápsula de Bowman, parece en su exterior una pelota de goma a la que se presiona con un dedo. En el entrante correspondiente de la cápsula de Bowman se sitúa un ovillo de capilares (un glomérulo, procedente de una rama de la arteria renal). Los materiales que se van a excretar pasan desde el glomérulo hasta la cápsula y su tubo de drenaje, de aquí van vía conducto renal hacia el exterior.

Los riñones actúan eliminando muchos residuos nitrogenados producidos por el pez, participando también en el balance sales-agua (homeostasis), mediante la excreción o la retención de ciertos minerales.

El riñón típico de un pez está constituido por unidades individuales denominadas nefronas, cada una formada por un corpúsculo renal (cuerpo de Malpigio) y un túbulo renal. Los túbulos se unen en conductos colectores que acaban finalmente en el exterior mediante un conducto mesonefrítico con diversas modificaciones terminales. El cuerpo de Malpigio está formado por un glomérulo y un vaso sanguíneo muy enrollado, con arteriolas aferentes y eferentes, y encapsulado con células renales muy delgadas (cápsula de Bowman).

Sistema reproductor

Las hembras de los peces presentan ovarios, los machos testículos. Normalmente los peces presentan sexos separados, aunque se pueden dar casos de hermafroditismo, nunca aparece autofertilización.

Los testículos de peces son internos, de aspecto alargado. Se originan como una estructura par y permanecen así en la mayoría de las especies. Están suspendidos en toda su longitud por medio de mesenterios (mesorquia) en la parte superior de la cavidad celómica, se sitúan a ambos lados de la vejiga natatoria o por debajo de ella, cuando aparece un solo testículo. El peso puede ser igual al 12% o más del peso corporal.

Los testículos están formados por folículos, donde se desarrollan los espermatozoides. El tamaño y el color varían dependiendo del estado de madurez sexual del individuo y de la etapa del ciclo reproductor. Lo más frecuente es que presenten una coloración blanco cremosa, y un aspecto liso, a simple vista es más floculento que granular. En algunas especies cuando los testículos están lo bastante maduros los tubos espermáticos son lo suficientemente grandes para que presenten un aspecto bastante granular, pero si se fragmenta y se observa a la lupa se puede diferenciar estos túbulos del tejido ovígeno y de los huevos del ovario.

En los salmónidos faltan los espermiductos (vasa deferentia) los espermatozoides caen en la cavidad celómica y salen a través de una abertura espermática que se produce en el ano.

Los ovarios, al igual que los testículos, son internos, normalmente de forma longitudinal, pero a menudo aparecen fusionados de diversas formas y acortados. Están suspendidos de la parte superior lateral de la cavidad corporal por medio de un par de mesenterios (mesovaria), situándose por debajo de la vejiga natatoria cuando aparece sólo uno. El tamaño y el área que ocupa en la cavidad corporal varía con la etapa de maduración de la hembra. Cuando están maduros, los ovarios pueden constituir hasta el 70% del peso corporal. El color varía, desde un tono blanquecino en las jóvenes, grisáceo en las inmaduras hasta amarillo dorado (color de yema) en hembras adultas maduras. La textura del órgano va desde flocular (similar a un testículo, en jóvenes), microscópicamente granular, en juveniles, hasta fuertemente granular, variando según el tamaño de los huevos individuales, en adultos. Es frecuente que los huevos, justo antes de su puesta, aumenten de tamaño y se vuelvan más claros.

Al igual que en el caso de los machos, en las hembras de salmónidos no parecen oviductos, por lo que los huevos caen a la cavidad abdominal y salen al exterior a través de poros que hay junto a las aberturas rectal y urinaria. Los poros se abren en el momento de la reproducción, y pueden representar oviductos muy acortados.

Sistema nervioso

El sistema nervioso de los vertebrados aparece ya bien representado incluso en los grupos más primitivos de peces actuales. Se puede clasificar, atendiendo a su anatomía, de la siguiente manera:

Sistema cerebroespinal

División central - cerebro y médula espinal

División periférica - nervios craneales y espinales, órganos de los sentidos especiales

Sistema autónomo - fibras y ganglios, áreas simpáticas y parasimpáticas

El cerebro de un pez es un ensanchamiento de la parte anterior de la médula espinal. Sus partes se continúan de manera lineal desde la región anterior (los hemisferios cerebrales ensanchados y el tejido de interconexión cerebral), a través del cerebro medio con sus protuberancias (lóbulos ópticos) hasta la región posterior (cerebelo y médula), continuando hasta la aleta caudal con la médula espinal (Fig. 2.5).

El cerebro se alberga en el interior del cráneo, la médula espinal aparece a todo lo largo del pez, en el interior del canal neural de la columna vertebral. Los hemisferios cerebrales y el cerebelo son más prominentes en condriictios y osteictios que en ciclóstomos. El cerebro medio, prominente en ciclóstomos, lo es también en condriictios, aunque en los peces óseos más evolucionados (actinopterigios) es a menudo bastante grande. Las cavidades del cerebro se continúan con la de la médula espinal.

Asociados con el cerebro de peces aparecen diez pares de nervios craneales (frente a los 12 de vertebrados superiores). Son los siguientes: I - olfatorio, II - óptico, III - oculomotor, IV - troclear, V - trigeminal, VI - abducens, VII - facial, VIII - acústico, IX - glossofaríngeo, X - vago.

Los pares de nervios espinales surgen de manera segmentaria desde la médula, por debajo del cerebro, y llevan fibras motoras y sensitivas que van desde la médula hasta el cuerpo y viceversa.

La región más anterior del cerebro, el telencéfalo, en los peces está sobre todo dedicada a la recepción, elaboración y conducción del impulso olfativo. Su tamaño relativo varía dependiendo del grado de importancia del olfato para la especie en cuestión. El nervio olfatorio o nervio craneal I, penetra en el cerebro proveniente del epitelio sensitivo de la placa o placoda olfatoria, situada en la narina, como en el resto de los vertebrados. En la parte anterior y a ambos lados el telencéfalo consiste en un bulbo olfatorio seguido caudalmente por un lóbulo olfatorio. Las cavidades internas constituyen los ventrículos I y II.

El mesencéfalo o cerebro medio de los peces es relativamente grande; consta del techo óptico dorsal, que en vista dorsal aparece como los dos lóbulos ópticos, y del tegmentum ventral del pez. El techo óptico ha sido comparado de manera amplia con la corteza cerebral de los mamíferos.

En el metencéfalo el cerebelo se desarrolla a partir de la médula ensanchada subyacente como un crecimiento dorsal del extremo superior del IV ventrículo del cerebro. Sus principales funciones consisten en el equilibrio en la natación, mantenimiento del tono muscular y la orientación en el espacio.

El mielencéfalo, con la médula oblonga como su componente principal, es el centro al cual llegan los nervios sensoriales, excepto los del olfato (I) y la vista (II). La separación entre bulbo y médula espinal en peces no es patente.

La médula de los peces óseos superiores (actinopterigios) contiene un par de largas neuronas, las células gigantes de Mauthner, a nivel del nervio craneal VIII. Las dendritas laterales de estas células gigantes conectan con fibras de los nervios craneales V, VII, IX y X, con el cerebelo y con el techo óptico. Sus axones pasan a través de la médula espinal hasta los músculos de la cola y están mejor desarrollados en los buenos nadadores como el salmón atlántico y ciertas truchas, mientras que son menos prominentes en formas de fondo como los gobios y los peces escorpión. En anguilas y peces luna no existen estas células, la sección de la médula muestra un área central de sustancia gris, consistente básicamente en células nerviosas, y un área alrededor de sustancia blanca, de fibras nerviosas. Centrado en la sustancia gris de la médula aparece el canal central. Como en otros vertebrados, la materia gris de los peces óseos recuerda vagamente una letra X, con dos cuernos dorsales y dos ventrales.

El plexo coroideo, un área cerebral altamente vascularizada, especialmente desarrollada en holósteos y elasmobranquios, consiste principalmente en tejido distribuido en varias capas y denominado leptomeninge.

Sistema sensorial

El órgano del olfato en peces es un bolsillo que se abre hacia el agua por medio de una o dos narinas. Es un saco ciego en todos los peces. El revestimiento es un epitelio lamelar sensorial, conectado con el cerebro anterior mediante el nervio olfatorio.

En su anatomía externa, el ojo de los vertebrados presenta rasgos muy constantes: es moderadamente suave al tacto y sus contenidos (humores), excepto la lente, son acuosos. El globo ocular tiene un tamaño discreto, posee una córnea transparente, un iris, una lente esferoidea, a menudo denominada lente cristalina, una retina, una cápsula esclerótica con contenido vítreo y tres pares de músculos oculomotores. En la córnea de teleósteos está presente en mayor o menor medida una capa de tejido, que se sitúa en la parte más interna, capa autóctona. La glándula coroidea es una zona especial de la membrana coroidea del ojo (entre la retina y la esclerótica).

Como en el resto de los vertebrados, los receptores de sonidos y del equilibrio de los peces se sitúan en el oído, aunque sólo aparece un oído interno (Fig. 6) faltando el oído externo (que acaba en su parte interior en el tímpano) y el medio (que conectado mediante una cadena de huesecillos oído externo e interno). La cóclea del oído interno de vertebrados también falta en los peces. Debido a que no hay un tímpano, las vibraciones que recibe el oído son conducidas por los tejidos corporales del pez. Exceptuando los otolitos, el oído interno está formado por un laberinto membranoso bastante delicado, rodeado por un fluido, endolinfa, y bañado por otro fluido, perilinfa. Aparece encapsulado en los ángulos posteriores del cráneo.

Desde un punto de vista evolutivo, el oído interno es una especialización del sistema sensorial de la línea lateral, y junto con él constituye el sistema acústico-lateral. En muchos peces el sistema lateral se sitúa en el canal de la línea lateral, que sobresale en los flancos del cuerpo y la cabeza. Se piensa que su función es detectar movimientos del agua y así completar, mediante la orientación del pez, el trabajo de balanceo llevado a cabo por el laberinto membranoso y los otolitos.

El laberinto membranoso de los peces se puede comparar con un bolso. Partiendo desde el bolsillo principal (utrículo) aparecen unos lazos (canales semicirculares) y un bolsillo lateral (sáculo), que tiene a su vez otro bolsillo que sale de él (lagena). Los otolitos aparecen en las tres cavidades principales, en peces óseos estas estructuras son calcáreas y a menudo muestran zonas de crecimiento (anillos anuales). El del utrículo se denomina lapillus, el del sáculo sagita y el de la lagena asteriscus.

Sistema endocrino

Desde el punto de vista tanto de la estructura (morfología) como de la función (fisiología), las glándulas endocrinas, como la pituitaria y la tiroides son relativamente menos conocidas que las glándulas exocrinas, como el hígado, que presentan secreciones patentes. Sin embargo, en peces se han identificado la mayoría de los órganos endocrinos de vertebrados superiores, así como otros diferentes. Son: pituitaria (hipófisis), urofisis, tiroides, timo, islotes pancreáticos (islotes de Langerhans), tejido cromafin, tejido interrenal, tejido intersticial de las gónadas, cuerpo últimobranquial (¿glándula paratiroides?), tejido intestinal (productor de secretina), tejido renal (productor de renina), glándula pineal, órgano subcomisural, corpúsculos de Stannius (Fig.2.7). Hay una variación considerable en la localización y forma de los órganos y tejido secretores en los distintos grupos de peces.

Dentro de los Actinoptergios, los teleósteos forman el grupo más grande y diverso. Sus hipófisis son quizá las más características y modificadas en cuanto a organización de todos los vertebrados. Los rasgos anatómicos más típicos de la hipófisis de los teleósteos son la ausencia de la eminencia media y una interdigitación bastante completa de la neurohipófisis con la pars distalis y la pars intermedia.

La mayoría de las hipófisis de teleósteos tienen asociado un saco vasculoso, al que se le ha atribuido tradicionalmente una función de tipo sensorial.

La pars intermedia de la hipófisis está claramente diferenciada y en general es la parte de la adenohipófisis que aparece más interdigitada con la neurohipófisis.

Podemos definir la glándula tiroides de una manera sencilla como el tejido de los vertebrados que puede acumular yodo en cantidad, combinándolo químicamente con proteínas para formar el compuesto orgánico tiroxina.

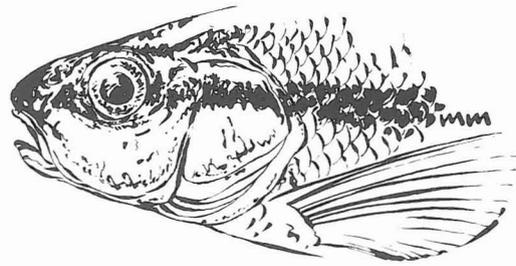
La unidad histológica básica de las tiroides de vertebrados es el folículo, una esfera hueca formada por una monocapa de células epiteliales que rodean un espacio relleno de fluido. En los teleósteos normalmente no hay una glándula tiroides organizada. En su lugar aparece una serie de folículos dispersos, de manera aislada o formando pequeños grupos dentro del tejido conectivo laxo que se sitúa por debajo de la faringe. Las paratiroides no aparecen en todos los teleósteos, por lo que no responden a la administración de hormona paratiroidea. El órgano ultimobranquial ó subesofágico produce la calcitonina; además los holósteos y teleósteos poseen una sustancia única que puede ser importante en la disminución de los niveles de calcio en sangre. Esta molécula, denominada por Pang hipocalcina, se obtiene a partir del extracto de corpúsculos de Stannius, unos pequeños órganos que aparecen en la superficie o incluidos en el riñón de muchas especies de peces.

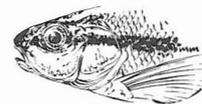
En muchas especies de teleósteos el páncreas endocrino en lugar de aparecer como un órgano glandular delimitado se disemina en la cavidad abdominal, junto con pequeños grupos de tejido pancreático exocrino. En algunos teleósteos una parte importante de este tejido endocrino aparece recogido junto con los llamados cuerpos de Brockmann o islotes principales, que están todavía asociados con algo de tejido pancreático exocrino.

La glándula interrenal y células cromafines son las homólogas respectivamente de la corteza y médula suprarrenal de los mamíferos y sintetizan las hormonas esteroideas. La glándula pineal que se sitúa por encima y por detrás de los lóbulos olfatorios, segrega la melatonina y ejerce un control sobre los ritmos biológicos (González y Valladolid, 1998) y la urófisis, aparece como una pequeña protuberancia, en la cara ventral de la porción terminal de la médula espinal y sintetiza las hormonas urotensinas.

Modelos Evolutivos Alternativos
a la Reproducción Sexual:
La Hibridogénesis en *Squalius alburnoides*

José Ambrosio González Carmona
Museo Nacional de Ciencias Naturales. CSIC.





EN nuestros constantes esfuerzos por profundizar en las ciencias de la vida nos vemos obligados a definir conceptos y a describir procesos. Sin embargo, a menudo caemos en constricciones indeseables de dichos conceptos que nos impiden tener visiones más transigentes (como en el caso del concepto de especie). Del mismo modo, cuando describimos procesos (como la evolución de los organismos) tenemos una cierta tendencia a identificar los fenómenos más extendidos con "lo normal" o "lo natural" frente a fenómenos más puntuales que tratamos como errores o aberraciones. Un buen ejemplo lo tenemos en el fenómeno de la hibridación si la comparamos con la reproducción sexual como mecanismo evolutivo para generar biodiversidad.

Las primeras y férreas definiciones sobre el concepto de especie (Dobzhansky, 1937, 1970; Mayr, 1942; Paterson, 1985; Templeton, 1989) han imprimido en nuestra mentalidad científica y cultural una imagen de la especie como grupo de organismos que se reproducen sexualmente entre sí y que están aislados reproductivamente de otros grupos de organismos. En este contexto, la hibridación natural entre individuos de dos especies, o bien es directamente negada como una posibilidad, o se trata de ver como un fallo en los mecanismos de aislamiento reproductivo, pero sin muchas repercusiones a nivel demográfico o evolutivo.

La evidencia de que la hibridación es bastante común en la naturaleza, sobre todo en plantas, ha hecho cambiar esta mentalidad restrictiva y, afortunadamente, en estos últimos años se viene estudiando la enorme importancia de la hibridación natural como proceso evolutivo, eso sí, totalmente a parte de las constricciones de los conceptos de especie.

No está claro por qué dentro de los vertebrados la hibridación es más frecuente en los peces, y dentro de éstos, en los ciprínidos (Collares-Pereira, 1989; Purdom, 1993). Sin embargo, no podemos olvidar que los peces presentan una reproducción externa que, con toda probabilidad, supone un obstáculo menor a la hibridación que la reproducción interna. Por otro lado, entre especies originadas como consecuencia de un fenómeno de vicarianza la evolución constante y en alopatría traerá como resultado un proceso de divergencia en muchos caracteres. Sin embargo, los mecanismos de aislamiento reproductivo, normalmente, no van a sufrir una presión de selección importante al encontrarse estas especies aisladas. Por tanto, estos mecanismos pueden retenerse inalterados manteniendo la compatibilidad fisiológica y citogenética entre especies o taxa que poseen un período de divergencia evolutiva considerable (Buth *et al.*, 1993).

Aunque la capacidad natural de producción de híbridos es alta en algunos organismos lo cierto es que esta hibridación suele estar limitada a la primera generación (F1), debido a anomalías serias durante el desarrollo que conducen a la inviabilidad de los híbridos o a su infertilidad. Sin embargo, en vertebrados inferiores se han detectado ciertas poblaciones híbridas con individuos perfectamente viables y que además, utilizan mecanismos reproductivos que les permiten mantener estas poblaciones considerablemente estables, produciendo generaciones mucho más allá de F1. Se trata de los denominados vertebrados unisexuales o biotipos unisexuales.

En la actualidad se han reconocido aproximadamente 70 biotipos unisexuales de peces, anfibios y reptiles (Dawley, 1989; Vrijenhoek *et al.*, 1989). La mayoría de estos vertebrados (64%) son poliploides

($3n$ ó $4n$), y en esencia todos parecen haber surgido como híbridos interraciales o interespecíficos. A estas dos características básicas se les unen otras dos igualmente definitorias: estos biotipos están constituidos por poblaciones en las que prácticamente todos los individuos son hembras (de ahí el nombre de vertebrados unisexuales) y se reproducen mediante un mecanismo gametogénico especial (bien premeiótico o meiótico) que inhibe la recombinación genética y produce una herencia genética clonal. Estas cuatro características están muy relacionadas entre sí, encontrándose como factor de unión entre ellas el fenómeno de la hibridación (Dawley, 1989).

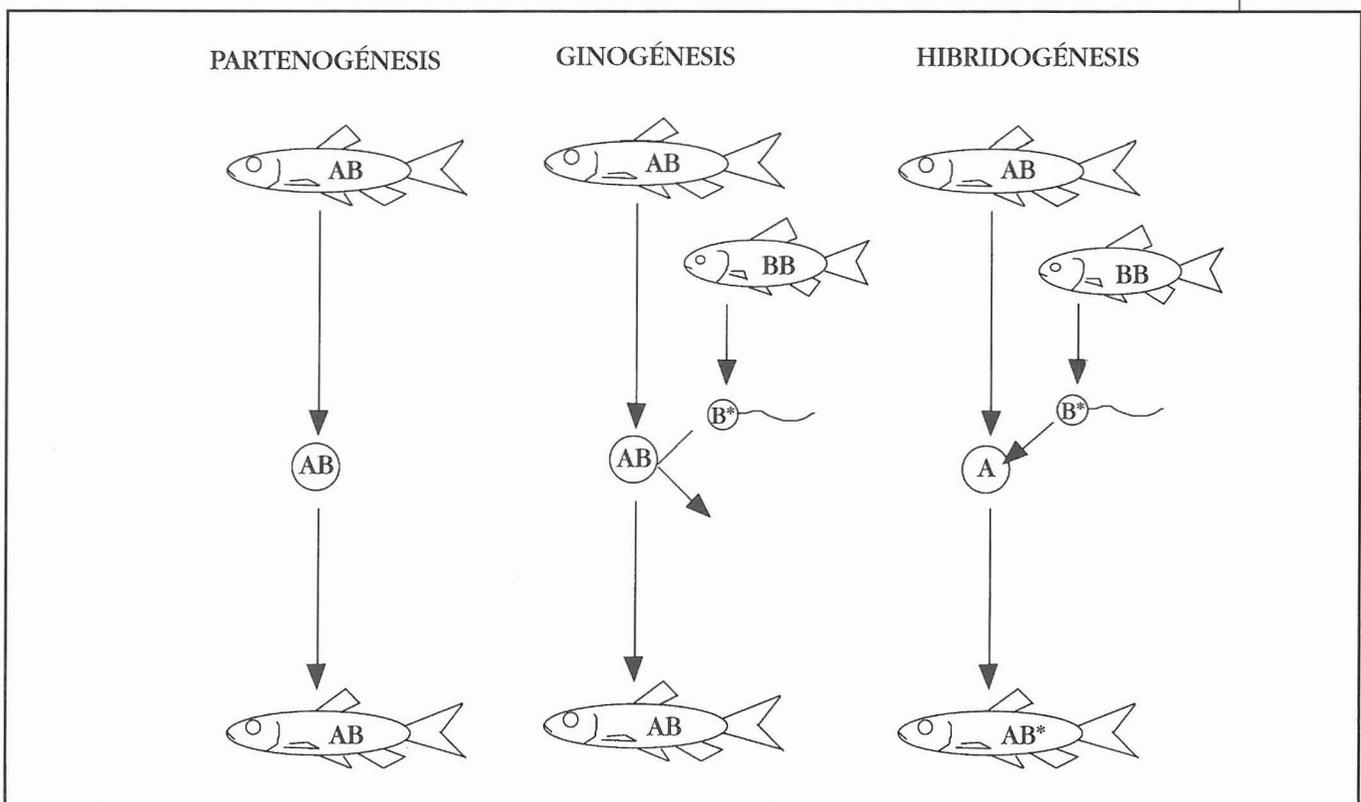
El aumento de la ploidía no está aún muy claro. Se supone que las especies bisexuales pueden acumular mutaciones de poco efecto en genes que regulan la ovogénesis, sin embargo, cuando se combina el genoma de dos especies en un híbrido, estas mutaciones pueden expresarse y suponer una modificación importante en la ovogénesis. Como consecuencia de la alteración de la meiosis, se produciría la aparición de una cierta proporción de ovocitos en los que se mantienen las dos dotaciones cromosómicas. La producción de estos huevos no haploides va a significar un aumento en la ploidía si se produce la incorporación en el ovocito de esperma procedente de un macho de una especie relacionada.

Paralelamente, la divergencia también podría acumularse en genes reguladores de otros aspectos de la gametogénesis o del desarrollo por lo que un exceso de divergencia incidiría negativamente sobre la fecundidad, sobre la viabilidad de los híbridos o sobre ambas. Los dos efectos combinados delimitan un margen estrecho en el que dos especies bisexuales divergentes pueden cruzarse produciendo híbridos unisexuales viables (Vrijenhoek, 1989).

Modos de reproducción en organismos unisexuales

Para facilitar la comprensión de los mecanismos que hacen posible la existencia de estas poblaciones híbridas es necesario comentar los modos de reproducción empleados por los organismos unisexuales. En este sentido hay que aclarar que lo esencial, lo básico, de la reproducción sexual y por lo que tiene tanta importancia a nivel evolutivo, no es el intercambio de gametos, *per se*, entre

FIGURA 1
Modos de reproducción en organismos unisexuales.



un macho y una hembra, sino el intercambio de genes al azar entre cromosomas homólogos (estos, provenientes de cada uno de los progenitores) durante la producción de estos gametos en un individuo. Este intercambio de genes al azar, denominado recombinación o sobrecruzamiento, es el responsable de que un individuo no produzca dos gametos iguales, con lo que se garantiza la variabilidad en la descendencia.

De los modos de reproducción usados por los vertebrados unisexuales la partenogénesis es el más simple (Figura 1). Las hembras híbridas partenogenéticas producen huevos sin recombinación genética ni reducción en la ploidía. De esta forma los huevos diploides pasan a la fase de desarrollo larvario sin que haya habido intervención de esperma alguno. La descendencia estará compuesta de individuos genéticamente idénticos a su progenitor (clones).

En la ginogénesis ocurre un fenómeno similar, sin embargo los huevos no reducidos necesitan el contacto del espermatozoide de una especie próxima con la corteza del ovocito para desencadenar el desarrollo larvario pero no existe singamia o fusión de los núcleos de ambos gametos. De nuevo, la descendencia será genéticamente idéntica a la madre progenitora.

En la hibridogénesis las hembras híbridas sí producen ovocitos haploides que serán fecundados por esperma. Sin embargo, estos ovocitos haploides están constituidos por el genoma no recombinado procedente de una sola de las especies parentales, y casi siempre la misma, que originaron al híbrido.

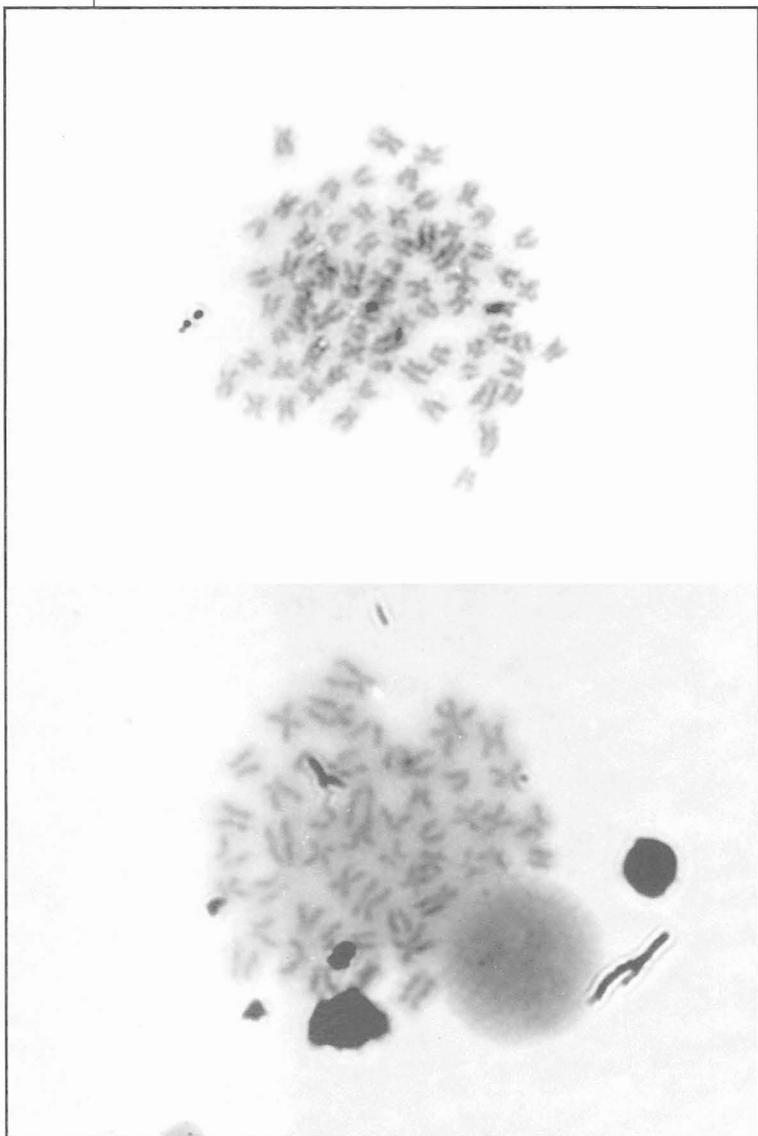
El genoma procedente del otro parental es desechado durante la ovogénesis (previo o durante la meiosis). Durante la reproducción el ovocito será fertilizado por esperma de la especie cuyo genoma fue desechado, restaurándose de nuevo la condición híbrida de la descendencia. Por tanto un genoma es heredado clonalmente y el otro sexualmente (Vrijenhoek *et al*, 1977).

Los mecanismos citogenéticos en que se basan los modos de reproducción descritos presentan en común la ausencia de recombinación genética durante la producción de los gametos (para una revisión del tema, ver Dawley, 1989).

En contra de lo que podría parecer los organismos unisexuales presentan ciertos niveles de variabilidad genética ya que, de hecho, se encuentran múltiples clones, genéticamente distintos. Esta diversidad clonal se origina fundamentalmente durante los procesos de hibridación iniciales ya que las hembras híbridas F1 proceden de cruces entre dos individuos de reproducción sexual y por tanto diferentes al resto de los individuos de su propia especie (Schultz, 1977; Vrijenhoek, 1984). Posteriormente se puede ampliar gracias a fenómenos de mutación y a recombinaciones puntuales entre los dos genomas híbridos (Parker *et al*, 1989). Además, en la hibridogénesis la mitad del genoma que se hereda procede de una reproducción sexual.

FIGURA 2

Cariotipos de un individuo triploide $3n=75$ en la parte superior y de otro diploide $2n=50$ de *S. alburnoides*.



El complejo híbrido *Squalius alburnoides*

Consideraciones aparte sobre la problemática histórica de su posición taxonómica, *Squalius alburnoides* (Steindachner, 1866), ha generado un apreciable interés en la literatura científica. Datos citogenéticos y de su estructura poblacional (Collares-Pereira, 1983, 1984, 1985; Lobillo *et al.*, 1989; Fernández-Delgado & Herrera, 1994; Peris *et al.*, 1994) han hecho sospechar de la existencia de un origen híbrido interespecífico para la gran mayoría de las formas dentro de la especie.

Squalius alburnoides contiene formas diploides ($2n=50$) y triploides ($3n=75$) dentro de una misma población (Collares-Pereira, 1984; Lobillo *et al.*, 1989; Fernández-Delgado & Herrera, 1994; Peris *et al.*, 1994; Alves *et al.*, 1997 y Carmona *et al.*, 1997), e incluso se han detectado formas tetraploides (Alves *et al.*, 1997 y Carmona *et al.*, 1997). La proporción de diploides y triploides cambia entre poblaciones de distintos ríos, pero la presencia de un mayor número de individuos triploides (entre el 60% y el 80%) suele ser más frecuente.

A esto hay que añadir que el sex-ratio encontrado en poblaciones naturales está muy desequilibrado a favor de las hembras (entre 8:1 y 30:1) frente a los machos (Collares-Pereira, 1983; Fernández-Delgado & Herrera, 1994; Peris *et al.*, 1994; Alves *et al.*, 1997 y Carmona *et al.*, 1997).

La aportación de los marcadores moleculares al esclarecimiento del origen híbrido de buena parte de los individuos de esta especie ha sido crucial (Alves *et al.*, 1997 y Carmona *et al.*, 1997). De las distintas poblaciones analizadas de *S. alburnoides* quizá la mejor estudiada sea la del río Águeda, en la Cuenca del Duero. En esta población los machos supusieron el 18% del total frente al 81% de las hembras. El tanto por ciento restante fueron individuos juveniles. De los individuos analizados, los triploides supusieron cerca del 70% del total. Además, aparecieron 5 individuos tetraploides con $4n = 100$. Estos individuos no se distinguieron morfológicamente del resto de la población, siendo tres de ellos machos y dos hembras.

La presencia de formas tetraploides en los híbridos parece tener una gran importancia desde el punto de vista evolutivo ya que se piensa que pueden constituir un paso intermedio en la evolución de la duplicación genética y de esta forma conseguir niveles de ploidía mayores (Schultz, 1969, 1980). La adición de un cuarto genoma en un individuo triploide podría causar un efecto de compensación en la meiosis y originar un individuo en el que se instaurase un mecanismo de reproducción sexual (Astaurov, 1969; Vasil'ev *et al.*, 1989).

Los marcadores moleculares empleados para estudiar el fenómeno de hibridación en *S. alburnoides* fueron la electroforesis de aloenzimas y ADN mitocondrial ya que se consideran como las herramientas más poderosas para aclarar el origen y los modos de reproducción de los organismos unisexuales (Avisé *et al.*, 1992; Buth *et al.*, 1993; Avisé, 1994).

Las aloenzimas permiten identificar el genotipo de cada especie tipificándolo como un patrón de bandas en cada locus o gen. Si dos taxones distintos se cruzan formando una descendencia híbrida los loci genes marcadores o identificadores de cada especie van a aparecer típicamente expresados en codominancia (heterozigosis) en los híbridos, o lo que es lo mismo, las aloenzimas nos van a permitir la detección de los dos patrones de bandas de estos loci combinados en todos los individuos híbridos (heterozigosis fijada).

Por otro lado, los genotipos (haplotipos) obtenidos a partir del ADN mitocondrial representan caracteres no recombinantes que se transmiten asexualmente vía materna. Por ello, nos permiten conocer cuál

	Sexo	Ploidía			Total examinado	Total capturado
		2n	3n	4n		
Río Águeda	Machos	31	3	3	37	42
(La Fregeneda	Hembras	10	80	2	92	188
Salamanca)	Juveniles	0	3	0	3	3
	Total	41	86	5	132	233

TABLA 1

Proporción de sexos y de ploidías sobre el total de individuos capturados y examinados respectivamente para la población de *S. alburnoides* en el río Águeda.

TABLA 2

Patrones genotípicos encontrados en *S. alburnoides* en la población del río Águeda.

Locus	Genotipos en <i>S. alburnoides</i>		
	individuos Diploides	individuos Triploides	individuos Tetraploides
1. Loci monomórficos:			
mAAT-1*	aa	aaa	aaaa
CK*	aa	aaa	aaaa
FH*	aa	aaa	aaaa
GLO1*	aa	aaa	aaaa
GAPDH*	aa	aaa	aaaa
GPI-1*	aa	aaa	aaaa
IDHP-1*	aa	aaa	aaaa
IDHP-3*	aa	aaa	aaaa
LDH-1*	aa	aaa	aaaa
LDH-2*	aa	aaa	aaaa
sMDH-1*	aa	aaa	aaaa
ME-1*	aa	aaa	aaaa
PEPB*	aa	aaa	aaaa
SOD*	aa	aaa	aaaa
2. Loci polimórficos:			
AK*	aa,ab	aaa	aaaa
CAH-1*	aa,ab	aaa	aaaa
CAH-2*	aa,ab	aaa	aaaa
EST*	aa,ab	aaa	aaaa
GPI-2*	aa,ab,ac	aaa,aac	aaaa
IDHP-2*	aa,ab	aaa,aab	aaaa
sMDH-2*	aa,ab	aaa,aab,abb	aaaa
ME-2*	aa,ab	aaa,(ab) ¹	aaaa,(ab) ¹
MPI*	aa	aaa,aab	aaaa
3. Loci fijados en heterocigosis:			
sAAT-1*	ab	(ab) ¹	abbb
PGDH*	ab,ac	aab,abb,abc	abbb,aacc
PGM*	ab	aab,abb	abbb
¹ Genotipos en los que la resolución de los zimogramas no permitió inferir la dosis génica.			

fue la especie parental que ejerció de hembra en el cruce interespecífico ya que estos haplotipos presentes en la especie materna serán iguales a los presentes en los individuos híbridos (Avisé *et al.*, 1992). A partir de los 132 individuos seleccionados en la población del río Águeda se desarrolló un estudio exhaustivo de aloenzimas. Para ello, se utilizaron 19 sistemas enzimáticos que codificaron para 26 loci.

Catorce de los loci estudiados no presentaron polimorfismo independientemente de su nivel de ploidía, mientras que nueve si lo presentaron. Sin embargo, todos los individuos analizados en la población del río Águeda resultaron ser heterocigotos para los loci *sAAT-1**, *PGDH** y *PGM** independientemente de su sexo y de su ploidía. Además, algunos individuos triploides heterocigotos presentaron tres alelos distintos en el locus *PGDH** (Tabla 2).

TABLA 3

Patrones genotípicos de los híbridos *S. alburnoides* y alelos encontrados en las especies del río Águeda consideradas como posibles parentales. En mayúscula se destacan los alelos diagnósticos respecto a *S. alburnoides*.

Locus	Genotipos de <i>S. alburnoides</i> híbridos			Alelos en		
	2n	3n	4n	<i>S. carolitertii</i>	<i>Ch. duriense</i>	<i>Ch. lemmingii</i>
1. Loci monomórficos:						
CK*	aa	aaa	aaaa	a	a	B
GLO1*	aa	aaa	aaaa	a	a	a
IDHP-1*	aa	aaa	aaaa	a	a	a
LDH-1*	aa	aaa	aaaa	a	a	B
LDH-2*	aa	aaa	aaaa	a	B,C	B
sMDH-1*	aa	aaa	aaaa	a	a	a
ME-1*	aa	aaa	aaaa	a	a	a
PEPB*	aa	aaa	aaaa	a	B	B
SOD*	aa	aaa	aaaa	a	B	C
2. Loci polimórficos:						
mAAT-1*	aa	aaa	aaaa	a	a	a
AK*	aa,ac	aaa	aaaa	a	B	a
CAH-1*	aa,ac	aaa	aaaa	a	a	B(nulo)
CAH-2*	aa,ab	aaa	aaaa	a,b	a	a
EST*	aa,ab	aaa	aaaa	a	C	a
FH*	aa	aaa	aaaa	a	a,b	a
GAPDH*	aa	aaa	aaaa	a	a	a
GPI-1*	aa	aaa	aaaa	a	a	B,C
GPI-2*	aa,ab,ac	aaa,aaac	aaaa	a	a,c	a
IDHP-2*	aa,ac	aaa,aac	aaaa	a	D	B
IDHP-3*	aa	aaa	aaaa	a	C	B
sMDH-2*	aa,ab	aaa,aab,abb	aaaa	a	a,b	b
ME-2*	aa.ab	aaa,(ab) ¹	aaaa,(ab) ¹	a,b	a,b	a
MPI*	aa	aaa,aac	aaaa	a,c	a,B	a
3. Loci con heterozigosis fijada:						
sAAT-1*	ab	(ab) ¹	abbb	a	b	b
PGDH*	ab,ac	aab,abb,abcabbb,aacc		a	b	b
PGM*	ab	aab,abb	abbb	a	a,b	b

¹ Genotipos en los que la resolución de los zimogramas no permitió inferir la dosis génica.

Como consecuencia de la heterozigosis fijada en los tres loci mencionados, la heterozigosis observada en los ejemplares del río Águeda ($H_o=0,151 \pm 0,063$) fue muy superior a la esperada o teórica ($H_T=0,094 \pm 0,034$) bajo el modelo del equilibrio de Hardy-Weinberg.

La heterozigosis fijada en varios loci se ha comprobado que es una característica de los vertebrados unisexuales híbridos (Vrijenhoek, 1990) ya que estos loci fijados en heterozigosis son precisamente los diagnósticos entre las dos especies parentales que originaron al híbrido, siendo el genotipo heterocigoto la expresión en codominancia de los alelos heredados de los parentales. En una población natural y en equilibrio la proporción de individuos heterocigotos para dos alelos p y q viene dado por la fórmula de la ley de Hardy-Weinberg: $p^2 + 2pq + q^2$. Esta proporción alcanza su máximo cuando p y q son

igualmente probables y entonces $2pq=50\%$, pero la aplicación de la fórmula indica que irremediablemente encontraríamos una proporción también alta de individuos homocigotos siendo $p^2=q^2=25\%$.

Un simple cálculo ratifica el que estamos ante un fenómeno de hibridación. Si estimásemos la probabilidad de encontrar un individuo surgido a partir de reproducción sexual y que sea heterocigoto para tres loci ésta sería de $(1/2)^3$, o lo que es igual 0,125. Por tanto, la probabilidad de encontrar 31 individuos machos, como los encontrados en el río Águeda, surgidos a partir de reproducción sexual y heterocigotos para tres loci es decididamente muy pequeña, $(0,125)^{31} = 10^{-28}$ (Vrijenhoek, comunicación personal).

Estos datos rechazan la posibilidad de una segregación mendeliana en la población del río Águeda de *S. alburnoides*, e indican que todos los individuos triploides y tetraploides, así como los diploides que a priori se pensaba que constituían la fracción bisexual de la población, son híbridos.

Las especies parentales

Si los individuos híbridos de *S. alburnoides* se han caracterizado por poseer ciertos loci fijados en heterocigosis, las especies parentales implicadas deberán ser distinguidas inequívocamente analizando su genotipo. Éste deberá ser similar al de los híbridos y presentarán sólo uno de los dos alelos presentes en los loci fijados en heterocigosis.

A fin de conocer qué especies actuaron como parentales, se analizaron en primer lugar las existentes en el río Águeda y su afluente, el río Turones. Estas especies fueron *Squalius carolitertii*, *Chondrostoma duriense* y *Chondrostoma lemmingii*. Sus genotipos, comparados con los obtenidos para *Squalius alburnoides*, se muestran en la Tabla 3.

Los resultados obtenidos muestran claramente que *Ch. duriense* y *Ch. lemmingii* no son las especies parentales que generaron los híbridos de *S. alburnoides*. Los alelos encontrados en diversos loci de estas especies no aparecieron en los individuos híbridos por lo que su genotipo no es compatible con el teórico que deberían presentar cualquiera de las especies parentales.

Chondrostoma duriense presentó siete loci diagnósticos con respecto a los híbridos mientras que *Chondrostoma lemmingii* mostró nueve (Tabla 3, letras mayúscula). Por el contrario, los alelos encontrados en *S. carolitertii*, tanto para los tres loci fijados en heterocigosis en los híbridos como para el resto, pusieron de manifiesto que esta especie fue la que actuó como uno de los parentales de los híbridos del Duero. Sin embargo, el otro parental no se consiguió identificar en las muestras que se analizaron en esta cuenca.

Dos preguntas trascendentales surgieron en este punto: 1.- Qué especie hibridó con *S. carolitertii* en la cuenca del Duero para originar la población híbrida de *S. alburnoides*. 2.- Si las poblaciones de *S. alburnoides* de las cuencas del Tajo, Guadiana y Guadalquivir también son híbridas, y dado que *S. carolitertii* no habita en ellas, qué dos especies son las que hibridaron en estas cuencas.

Dar respuesta a la primera de las cuestiones planteadas no ha sido fácil, como veremos a continuación. En lo que respecta al segundo interrogante, los análisis aloenzimáticos señalaron inequívocamente que *S. pyrenaicus* es la especie parental que sustituye, por así decirlo, a *S. carolitertii* en las cuencas hidrográficas más meridionales. Parece claro que las especies del género *Squalius* están implicadas en la formación de los híbridos de *S. alburnoides*, y por tanto, cabría la posibilidad de que otro taxones dentro de este género fuesen la segunda especie parental que buscamos. Por ello, se abordó un estudio aloenzimático similar sobre poblaciones de las especies de este género en la Península Ibérica y del resto de Europa ya que el fenómeno de hibridación pudo haber sido antiguo y que una de las especies parentales esté extinguida actualmente en el área de distribución de los híbridos.

Ninguna de las poblaciones consideradas en el estudio presentó un patrón de alelos compatible con el que teóricamente debería presentar la otra especie parental que hibridase con *S. carolitertii* o *S. pyrenaicus* para producir los híbridos. Del mismo modo, tampoco se detectó esta segunda especie parental entre otros géneros de ciprínidos que habitan la Península Ibérica. A la vista de estos resultados negativos sólo cabía plantear dos alternativas: la extinción de la segunda especie parental o que

TABLA 4

Patrones genotípicos encontrados en *S. alburnoides* en la población del río Estena.

Locus	Genotipos de <i>S. alburnoides</i> híbridos		Alelos en <i>S. alburnoides</i> no híbridos	Alelos en <i>S. pyrenaicus</i>
	individuos Diploides	individuos Triploides		
1. Loci monomórficos en <i>S. alburnoides</i> :				
AK*	aa	aaa	a	a
CK*	aa	aaa	a	a
CAH-2*	aa	aaa	a,b	a
GLO1*	aa	aaa	a	a
IDHP-1*	aa	aaa	a	a
LDH-1*	aa	aaa	a	a
LDH-2*	aa	aaa	a	a
sMDH-1*	aa	aaa	a	a
ME-1*	aa	aaa	a	a
PEPB*	aa	aaa	a	a
SOD*	aa	aaa	a	a
2. Loci polimórficos:				
mAAT-1*	ab	aaa	a	a
CAH-1*	aa,abaaa,	aab,aac	a,c	a,c
EST*	aa	aaa,bbb,(ab) ¹	a,b	a,b,d
FH*	aa	aaa,aab	a	a
GAPDH*	aa	aaa,aab	a	a,b
GPI-1*	aa	aaa,aab	a	a
GPI-2*	aa	aaa,aab,abb	a,b	a
IDHP-2*	aa	aaa,aab	a,b	a
IDHP-3*	aa	aaa,aab	a,b	a
ME-2*	aa,ab	abb,bbb	a,b	a,b
MPI*	aa	aaa,aab	a	a,b
3. Loci fijados en heterozigosis en parte de la población:				
sAAT-1*	ab	(ab) ¹	b	a
sMDH-2*	ab	aab,abb	b	a
PGDH*	ab	aab,abb	b	a
PGM*	ab	aab,abb	b	a,c
¹ genotipos en los que la resolución de los zimogramas no permitió inferir la dosis génica.				

ésta se encontrase formando parte de las poblaciones de *S. alburnoides* y que no fuese fácil distinguirla morfológicamente de sus híbridos.

En siete de las ocho poblaciones analizadas con posterioridad de *S. alburnoides* se observó que todos los individuos eran heterocigotos para estos tres loci. Por ello se ha concluido que la mayoría de las poblaciones naturales de *S. alburnoides* están compuestas por híbridos. Sin embargo, en la población del río Estena (que cronológicamente fue la última estudiada) se encontró una subpoblación compuesta por 11 ejemplares que resultaron ser homocigotos para los loci fijados

en heterocigosis en los híbridos, presentando además, el alelo complementario al que porta *S. pyrenaicus* (Tabla 4).

El análisis específico de estos 11 individuos confirmó que todos ellos eran diploides, que aparecieron individuos machos y hembras y que la heterocigosis observada para este subgrupo ($H_o=0,084 \pm 0,032$) no excedió a la esperada, mostrándose en unos niveles similares ($H_T=0,092 \pm 0,031$).

Esto nos lleva a concluir que una porción de la población de *S. alburnoides* del río Estena está compuesta por individuos no híbridos que podrían proceder de una reproducción sexual. Esta fracción de *S. alburnoides* no híbridos y *S. pyrenaicus* de la población del río Estena se proponen, por tanto, como las especies parentales de los híbridos de *S. alburnoides* de esta población. No obstante, cabe la posibilidad de que esta porción de individuos descritos como no híbridos hayan surgido como consecuencia de retrocruces entre machos y hembras híbridas de *S. alburnoides* (Alves *et al.*, 1997; 1999) por lo que sería importante seguir profundizando en este aspecto.

Las enormes dificultades encontradas para detectar estos individuos no híbridos hacen suponer que los verdaderos individuos de *S. alburnoides* puedan estar limitados a unas pocas poblaciones en toda la Península como ocurre con la especie materna del complejo *Poeciliopsis monacha-lucida* (Schenck & Vrijenhoek, 1986). En esta especie, las poblaciones que aún persisten de *P. monacha* están situadas en tramos altos de algunos ríos en los que no existe el biotipo híbrido o su presencia es muy limitada. Algo similar podría estar ocurriendo con las poblaciones de *S. alburnoides* no híbridos.

Modos de reproducción

Desvelada la condición de organismo unisexual de la mayoría de los ejemplares de *S. alburnoides* sólo queda por determinar qué modo de reproducción emplean estos individuos para perpetuar las generaciones híbridas.

De los tres modos de reproducción anteriormente descritos, la partenogénesis y la ginogénesis se caracterizan por producir ovocitos prácticamente indistinguibles de cualquier célula somática de la madre, por lo que para determinar la existencia de alguno de estos modos de reproducción sería necesario emplear técnicas citogenéticas complejas. Además, ninguno de estos dos modos de reproducción podrían ser detectados mediante aloenzimas o ADN mitocondrial.

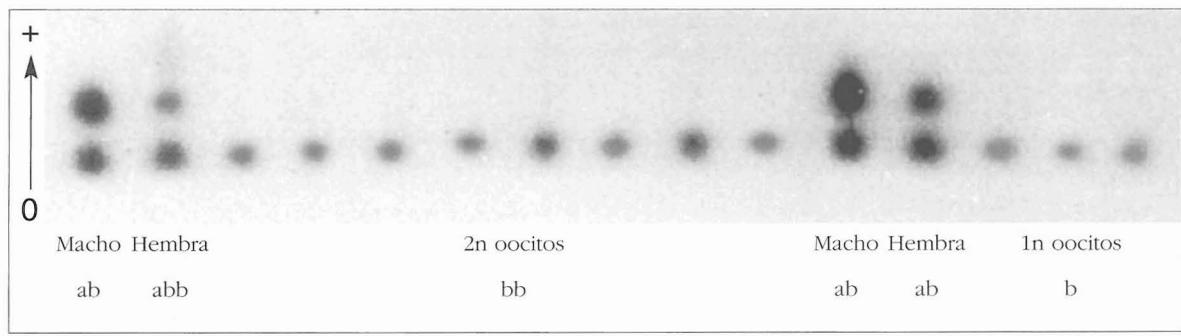
En contraste, la hibridogénesis es un modo de reproducción hemiclinal mediante el cual las hembras híbridas transmiten exclusivamente genoma materno *a* sus ovocitos funcionales (Cimino, 1972; Schultz, 1969) por lo que sería relativamente fácil de detectar analizando los ovocitos con aloenzimas. Con otras palabras, si caracterizamos el genotipo de un híbrido como *ab*, en el caso de que utilizase la hibridogénesis como modo de reproducción, éste producirá huevos haploides conteniendo sólo el genoma materno tipo *a* y el genoma paterno del tipo *b* será eliminado. Si la pérdida del genoma de tipo *b* ocurre con anterioridad a la ovogénesis, las proteínas codificadas por el material genético de tipo *b* no se expresará en los huevos de una hembra hibridogénica, y por tanto no los apreciaríamos en los zimogramas de la electroforesis.

Para verificar estas predicciones se analizaron los patrones aloenzimáticos de los ovocitos primarios maduros de 63 hembras híbridas de *S. alburnoides* del río Águeda. De los tres loci con heterocigosis fijada en las células somáticas el locus *sAAT-1** no se expresó en los ovocitos. Sin embargo, para los loci *PGDH** y *PGM** sólo se encontró uno de los dos alelos que aparecían fijados en heterocigosis y siempre el mismo. Además, en cada caso, se comprobó que los alelos diagnósticos correspondientes a *S. carolitertii* fueron los que no se expresaron en los ovocitos de los híbridos y por tanto su genoma debe ser el que se excluye en la ovogénesis antes de la meiosis-I.

Estos resultados indican sin duda que los híbridos de *S. alburnoides* utilizan la hibridogénesis como modo de reproducción para mantener sus poblaciones y que las especies del género *Squalius* son las que están funcionando como donadoras de esperma para fertilizar los huevos de las hembras híbridas.

Confirmado un mecanismo de reproducción distinto al sexual podemos explicar la ausencia de la especie materna en poblaciones como la del río Águeda. En esta población, la presencia exclusiva de

FIGURA 3
Patrón de dosis
génica para
ovocitos
primarios de
hembras híbridas.



S. alburnoides híbridos puede ocurrir, bien porque los híbridos se formaron en otra cuenca donde existen los dos parentales, colonizando posteriormente éstos la cuenca del río Águeda, o bien los híbridos habrían desplazado por competencia a la especie materna restringiéndola a zonas muy localizadas o incluso extinguiéndola de la cuenca. En ambos casos sería necesario que los híbridos contasen con una adaptabilidad y éxito ecológico muy importante.

La reproducción hibridogénica en hembras de *S. alburnoides* requiere la disponibilidad de un hospedador paterno, genéticamente compatible, del género *Squalius*. Con él se mantendrá una estrecha relación de dependencia por el esperma para la fecundación de sus huevos. Por tanto, las poblaciones de *S. alburnoides* híbridos deberán de estar ligadas irremediamente a las de *S. pyrenaicus* y *S. carolitertii*. La coexistencia de las especies del género *Squalius* con el complejo *S. alburnoides* en el rango de distribución de éste último apoyaría esta tesis.

La presencia de la supuesta especie materna (*S. alburnoides* no híbridos) en las poblaciones de híbridos es prescindible ya que, como se ha comentado, su material se transmite en la hibridogénesis de forma hemiclinal sin recombinación alguna y sufriendo solamente las alteraciones producidas por las mutaciones. Por tanto, si llegase a entrar en competencia con el biotipo híbrido podría ser reducida en su número de efectivos o incluso desplazada del todo de esa población.

Por el contrario, la relación que se establece entre el biotipo híbrido y la especie paterna es de dependencia ya que forzosamente necesita de su esperma para fecundar en cada generación a sus huevos. Aunque llegase también a competir con ella por determinados recursos tróficos o por el espacio, su incidencia negativa sobre la especie paterna terminaría por repercutirle ya que quedarían pocos machos disponibles para su reproducción. Si los híbridos no consiguen reproducirse, el reclutamiento de individuos 0+ sería nulo y disminuiría de forma natural la porción de éstos, disminuyendo también la presión sobre la especie parental que tendrá la oportunidad de recuperar su tamaño poblacional.

El análisis del ADN mitocondrial reveló que los individuos híbridos portan el mismo genoma mitocondrial que *S. pyrenaicus* y que los *S. alburnoides* no híbridos, por lo que la especie materna que originó los individuos híbridos durante los primeros eventos de hibridación pudo ser *S. pyrenaicus* aunque actualmente esté desempeñando el papel de especie paterna en el proceso de hibridogénesis.

No se puede finalizar este capítulo sin hacer una referencia a las ventajas evolutivas que podría acarrear a un taxon un mecanismo de reproducción unisexual:

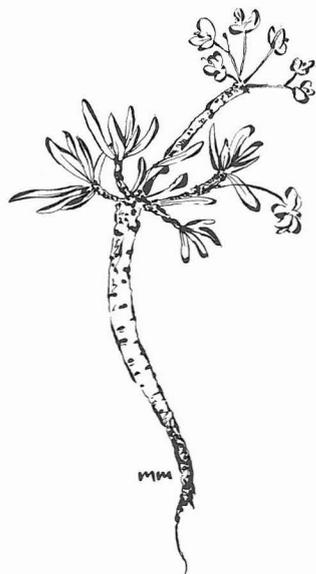
- En primer lugar, la incorporación y expresión de los genes de dos especies parentales pueden beneficiar a los híbridos a adaptarse a condiciones locales para las que estos parentales están ya bien adaptados. Por ejemplo, la variación paterna contribuye a adaptaciones termales en *Poeciliopsis* hibridogénicos (Bulger & Schultz, 1982).
- En segundo lugar, la abundancia de material genético en un poliploide facilita que las dotaciones cromosómicas extras sean un campo de experimentación idóneo para ensayar nuevas posibilidades proporcionadas por las mutaciones, por lo que teóricamente proporcionaría una mayor radiación adaptativa (Ohno, 1970).
- Por último, un biotipo unisexual no tiene que soportar el lastre que supone el tener que emplear prácticamente la mitad de sus efectivos en individuos machos que produzcan gametos masculinos,

ya que se sirven de los de otra especie a la que parasitan sexualmente. De esta forma la práctica totalidad de los efectivos de una población son individuos hembras aptas para producir más descendencia.

Para entender mejor el significado de estas ventajas no podemos olvidar que la mayoría de estos organismos unisexuales han sido descritos en áreas caracterizadas por un ambiente muy fluctuante en América, Australia y en la Cuenca Mediterránea, como es nuestro caso. En estos ambientes las fluctuaciones de temperatura y de pluviosidad son muy acusadas por lo que continuamente se producen extinciones locales o fenómenos de cuello de botella que dificultan la viabilidad de las poblaciones de especies bisexuales. Por ello, pensamos que la utilización de este tipo de estrategias reproductivas, que permiten un mayor poder de colonización y de restablecimiento demográfico de las poblaciones, puede ser ventajosa.

Las Artes Tradicionales de Pesca Fluvial: Las Plantas Ictiotóxicas

Beatriz Teresa Álvarez Arias y Ramón Morales
Real Jardín Botánico. CSIC.





La pesca es una actividad tan antigua como el hombre. Y es que, no debemos olvidar que constituye una de las fuentes más importantes de recursos naturales. Desde que nuestros antepasados iniciaron esta actividad en las aguas continentales y en las costas hasta nuestros días la pesca se ha visto afectada por importantes cambios. Nos vamos a ceñir aquí fundamentalmente a la pesca en aguas continentales, que es donde se han utilizado los venenos para pescar.

Parece ser que las primeras artes de pesca son relativamente recientes, de hace unos 20.000 años (Cavalli-Sforza & Cavalli-Sforza, 1994). Ello nos lleva a hacernos la siguiente pregunta: hasta que tal cosa ocurrió, ¿cómo se las arreglaban nuestros más remotos antepasados para pescar?

Aún en la actualidad se pueden encontrar grupos humanos cuyo grado de desarrollo se supone que es similar al que caracterizaba a las primeras sociedades. Gracias a dichos grupos se ha podido deducir que los primeros métodos de pesca fueron, sucesivamente, la captura a mano y el envenenamiento de las aguas mediante plantas de acción ictiotóxica (Almagro, 1960; Obermaier *et al.*, 1963), método este último en el que hemos centrado nuestras investigaciones.

En el Paleolítico Superior, la pesca (concretamente, la de los salmónidos) fue todavía más vital para el hombre que en el Paleolítico Inferior, época de la que datan los primeros vestigios de culturas humanas (Almagro, 1960; Cavalli-Sforza & Cavalli-Sforza, 1994). Hasta tal punto ésto fue así, que han sido precisamente los arpones, los que, en función de sus distintas morfologías y ornamentaciones, han permitido caracterizar cada una de las tres últimas etapas del Magdaleniense, el período con el que se cierra el Paleolítico Superior en Europa Occidental y Central (Almagro, 1960; Obermaier *et al.*, 1963).

Las culturas mesolíticas continuaron arraigadas en el Paleolítico Superior, lo cual explicaría por qué en los yacimientos que datan de esta época se encuentran grandes cantidades de peces. De hecho, el Aziliense, que es quizá la cultura mesolítica mejor conocida, se caracteriza por la aparición de un tipo de arpón con una morfología perfectamente determinada, muestras del cual han sido encontradas prácticamente en toda Europa (Almagro, 1960).

El Neolítico trajo consigo importantísimos avances técnicos que afectaron a todas las actividades humanas y, por supuesto, a la pesca. Entonces hicieron su aparición la red y la nasa (Obermaier *et al.*, 1963; Pariente, 1979).

En la Edad de Bronce se inventó el antepasado directo de nuestros actuales anzuelos, el cual, al igual que éstos, llevaba ya aleta para evitar que, una vez que hubiera picado, el pez se escapara (Del Pozo, 1987; Pariente, 1979). Por otro lado, parece ser que las primeras cañas de pescar surgieron, a principios de nuestra Era, en Macedonia (Del Pozo, 1987).

Tras siglos sin cambios substanciales, a comienzos del XX tuvo lugar una auténtica revolución en el campo de la pesca: la aparición de las cañas ultraligeras, el hilo de nylon y los modernos carretes. Revolución que haría de esta actividad, no ya una fuente de recursos, sino ese deporte que es hoy para muchos.

La pesca con plantas de acción ictiotóxica

La pesca con plantas venenosas implica el conocimiento y uso de especies vegetales que contengan principios activos capaces de producir narcosis, vértigo, descoordinación motora, parálisis o, incluso, la muerte de los peces, con el fin de facilitar su posterior captura bien a mano bien mediante métodos de pesca auxiliares, como por ejemplo ciertos tipos de redes. Es difícil dilucidar cómo se ha llegado al conocimiento de la acción de estas plantas. Probablemente por observación casual y por pruebas sucesivas. Este método de pesca tiene un gran significado cultural, ya que puede decirse que en todos los lugares del mundo, diferentes etnias y culturas usan o han utilizado plantas tóxicas para pescar. Su correcto manejo implica un buen conocimiento de las dosis, dependiendo de la parte de la planta que se use, y de los modos de empleo, además de la época y el lugar donde deben ser recolectadas. Estos conocimientos están por lo general hondamente enraizados en cada cultura, siendo transmitidos de generación en generación.

La utilización de plantas de acción ictiotóxica está restringida a aquellos lugares donde sus principios activos puedan alcanzar altas concentraciones, para que estos surtan efecto. Esto explica por qué este método de pesca se ha utilizado casi únicamente en aguas continentales, en charcas, pozas de ríos o en zonas donde la corriente pueda cortarse. Se conocen algunas excepciones de su utilización en el mar (Blanco comunicación personal; Burkill, 1985; Morales Muñiz, comunicación personal).

Otro aspecto de importancia de este método de pesca es el peligro potencial que entraña para el hombre cuando se consume la pesca obtenida por estos métodos. En un principio, dado que se trata de una práctica tan antigua y universal, podría pensarse que tal peligro no existe.

La legislación, fuente de información histórica

Pese a lo que pueda pensarse después de haber leído la introducción, no es necesario restringirse a tiempos remotos o a poblaciones humanas con escaso desarrollo tecnológico para encontrar casos de usos de plantas de acción ictiotóxica. El ejemplo más cercano de ello lo tenemos, sin ir más lejos, en nuestro país.

Parece ser que la primera referencia a la utilización de plantas de acción ictiotóxica en España aparece en la Ley que, promulgada en Sevilla el 20 de Marzo de 1255 por el rey Alfonso X, ordenaba que “ninguno non eche yerbas nin otra cosa ninguna en las aguas como muera el pescado . . . nin se tomasen los salmones [en la Edad Media se denominaba salmón a cualquier pez de la familia de los Salmónidos] pequennos que an nombre gorgones”. Esta Ley fue reproducida, con ligeras variaciones, en una Ordenanza dictada, también en Sevilla y por el mismo monarca, el 24 de enero de 1261 y remitida expresamente al Concejo de Astorga para el conocimiento y cumplimiento de “todos los de obispado” (Díez, 1985). Por otro lado, también conviene saber que el texto de la Ley de Sevilla era similar al de la Petición 165 de las Cortes convocadas en Valladolid en 1258 por el Rey Sabio, la cual decía:

“Manda el Rey, que ninguno non eche yerbas ni cal en las aguas, nin otras cosas ningunas porque mueran los pescados. Otrosí manda el Rey, que en la tierra o son los salmones, que non tomen los pequennos que an nombre de corgones; é cualquier que alguna de estas cosas ficier, que sea á merced del Rey” (De la Graells, 1864).

Que leyes así daten de la Edad Media no tiene nada de extraño. Y es que, en parte por razones culturales (el Cristianismo introdujo más de 140 días festivos al año, días en los cuales estaba prohibido, a veces incluso bajo pena de muerte, el consumo de carne) los europeos del Medievo consumieron grandes cantidades de pescado (Balón, 1995; Zug Tucci, 1985). La continua demanda de éste por parte de una población en constante crecimiento terminó dando lugar a una sobreexplotación de las pesquerías continentales (Hoffmann, 1995). Conscientes de ello, nuestros antepasados pronto tomaron medidas para tratar de paliar este problema, medidas que incluyeron la promulgación de leyes prohibiendo aquellos métodos de pesca que fueran más dañinos. Y entre estos métodos destaca la pesca con plantas de acción ictiotóxica.

Algunos años después de la aparición de la Ley de Sevilla, en el Título XCIII (“Del qui pescado matare en rio”) del Fuero Moderno o Fuero Castellano de Sepúlveda, cuerpo legal sancionado por primera vez el 15 de mayo de 1305 por el rey Fernando IV (González Herrero, 1958; Callejas, 1857), vuelve a aludirse a este método de pesca. Dicho Título establecía:

“Qui pescado matare en rio con yerba, si gelo pudiere probar, peche cinco mrs.; et si non, salves con cinco: et desta calonna aya la meétad el querrelloso, é la otra meétad los Alcaldes”.

Hasta este momento hemos hablado de normativas que, aunque prohibían la pesca con plantas de acción ictiotóxica, no mencionaban ninguna especie en concreto. Según nuestras informaciones, la primera referencia en este sentido aparece en una Ley que, promulgada en Madrid en el año 1435 por el Rey Enrique II, decía:

“Prohibimos que de aquí adelante ninguna persona, de cualquier estado y condición que sea, no eche en los rios cebos de cal viva, ni veneno, ni beleños, ni torvisco, ni gordolobo, ni otra cosa ponzoñosa en las aguas como muera el pescado; so pena que cualquier persona que lo hiciere, por cada vez pague 2000 maravedís de pena, y sea desterrado de la ciudad, villa ó lugar do fuere vecino, por medio año; y que la tercia parte de dicha pena sea para el denunciador, la otra para el juez que lo sentenciare, y la otra para nuestra Cámara” (De la Paz Graells, 1864).

Beleño es el nombre que suelen recibir en castellano las especies del género *Hyoscyamus* (Solanaceae), plantas todas ellas relacionadas también con el fenómeno de la brujería europea. En el torvisco (*Daphne gnidium* L., Thymelaeaceae) (Mulet, 1997) se ha detectado la presencia de dafnetina y de una resina denominada mezerina, sustancias ambas que hacen que sea especialmente peligroso. Los gordolobos o verbascos (*Verbascum spp.*, Scrophulariaceae) contienen saponósidos, compuestos éstos muy tóxicos para los peces.

Los gordolobos (morgas en varias comarcas leonesas), junto con el torvisco, han sido, como se verá más adelante, algunas de las plantas de acción ictiotóxica más utilizadas tradicionalmente por los furtivos españoles. A ellos alude, precisamente, el Item treinta y seis de las Ordenanzas promulgadas el 26 de agosto de 1448 ante el Concejo y Regimiento de Astorga:

“Que cualquiera persona que echase en las aguas morga, cal viva u otra cualquiera cosa inficcio-nada, pueda ser prendido por persona cualesquiera y llevarle cien maravedís y el Regimiento doscientos maravedís y el Concexo del distrito media cántara de vino y doscientos maravedís” (Pariante, 1979).

En la Edad Moderna, la utilización de plantas de acción ictiotóxica seguía estando prohibida en España. Así se desprende de la lectura del siguiente texto:

“Con qualquiera de las dichas especies [el autor se refiere con ésto a algunas de las pertenecientes al género *Euphorbia* (Euphorbiaceae), las cuales son cardiotoxicas] majada, y embuelta con harina, y echada en los estanques, lagos, ò ríos, de tal suerte se emborrachan, aturden, y amodorrean los peces, que se vienen el vientre arriba por encima del agua todos amortecidos, de modo que los pueden tomar à manos, y como dizen, à bragas enxutas. La qual manera de pesca por ser muy prejudicial, es defendida debaxo de capitales penas” (Laguna, 1555).

Y también, de la existencia de documentos que prueban que ya en 1616 y en 1656 se vedaron para la pesca los ríos Cega y Ceguilla durante cuatro años debido a que sus poblaciones ictícolas estaban siendo diezmadadas por el uso del gordolobo, la cicuta (*Conium maculatum* L., Umbelliferae) y otras plantas de acción ictiotóxica (Siguero, comunicación personal). Más de un siglo después de ésto, Gómez Ortega (1784) dice hablando de la belesa (*Plumbago europaea* L., Plumbaginaceae): “. . . echada en los ríos y balsas produce los efectos de la coca de Levante [*Anamirta cocculus* (L.) Wight & Arn., Menispermaceae], amortiguando ó embelesando [atontando] la pesca, por cuya razón está prohibido su uso”.

Ya en el siglo XX, el Artículo 26 (Prohibiciones absolutas) del Capítulo cuarto (Redes, artificios y procedimientos de pesca prohibidos) del Título I de la Ley de la pesca fluvial del 20 de Febrero de 1942, alude explícitamente a la utilización del torvisco, el gordolobo, la cicuta, el beleño y la coca [*Anamirta cocculus* (L.) Wight & Arn.] por los furtivos españoles de esta época. Dicho Artículo prohibía

TABLA 1

Táxones vegetales usados como ictiotóxicos en España.

Familia	Taxon (FUENTES)	Nombres vernáculos
Apocynaceae	<i>Nerium oleander</i> L. (Mulet, 1991)	Adelfa
Cannabaceae	<i>Cannabis sativa</i> L. (Guzmán, 1997)	Cañamo, marihuana
	<i>Humulus lupulus</i> L. (Harper, com. pers.)	Lúpulo
Caryophyllaceae	<i>Saponaria ocymoides</i> L. (Sáez, com. pers.)	Saponaria
Euphorbiaceae	<i>Euphorbia characias</i> L. (Laguna, 1555; Mulet, 1997; Villar & al., 1992)	Euforbia macho, lechetrezna
	<i>Euphorbia cyparissias</i> L. (Laguna, 1555)	Lechetrezna
	<i>Euphorbia dendroides</i> L. (Laguna, 1555)	Titímalo
	<i>Euphorbia esula</i> L. subsp. <i>esula</i> (Muntané, 1994)	Ésula
	<i>Euphorbia helioscopia</i> L. (Laguna, 1555; Mulet, 1997)	Lechetrezna
	<i>Euphorbia nicaeensis</i> All. (Muntané, 1994)	Lechetrezna
	<i>Euphorbia paralias</i> L. (Laguna, 1555)	Tártago marino
	<i>Euphorbia pinea</i> L. (Laguna, 1555; Mulet, 1997)	Lletera
	<i>Euphorbia platyphyllos</i> L. (Laguna, 1555)	Tetímalo
	<i>Euphorbia serrata</i> L. (Laguna, 1555; Mulet, 1997)	Lechetrezna
	Juglandaceae	<i>Juglans regia</i> L. (Arias, com. pers.; Blanco, 1996, Mulet, 1991; Pardo de Santayana, com. pers.)
Liliaceae	<i>Urginea maritima</i> (L.) Baker (Duque, com. pers.)	Cebolla albarrana
	<i>Veratrum album</i> L. (Muntané, 1994)	Vedegambre
Menispermaceae	<i>Anamirta cocculus</i> (L.) Wight & Arn. (Arias, com. pers.; Gómez Ortega, 1784; Laguna, 1555; Morcuende, com. pers.; Mulet, 1997)	Coca, coca de Levante, coca de Valencia
Plumbaginaceae	<i>Plumbago europaea</i> L. (Gómez Ortega, 1784; Loscos & Pardo, 1867; Mulet, 1997; Triano & Ruíz, 1998)	Belesa, matapeces
Ranunculaceae	<i>Helleborus foetidus</i> L. (Blanco, 1996)	Heléboro
Salicaceae	<i>Populus</i> sp. (Harper, com. pers.)	Álamo, chopo
Scrophulariaceae	<i>Antirrhinum</i> spp. (Mulet, 1997)	Boca de dragón
	<i>Digitalis purpurea</i> L. subsp. <i>purpurea</i> (Arias, com. pers.)	Dedalera, digital
	<i>Scrophularia aquatica</i> L. (García, 1977)	Escrofularia
	<i>Scrophularia balbisii</i> Hornem. subsp. <i>balbisii</i> (Lastra, com. pers.)	Escrofularia
	<i>Verbascum boerhavii</i> L. (Muntané, 1994)	Gordolobo
	<i>Verbascum lychnitis</i> L. (Lastra & Bachiller, 1997)	Gordolobo blanco
	<i>Verbascum pulverulentum</i> Vill. (Arias, com. pers.; Blanco, 1995b; Blanco, 1998; Morales, com. pers.; Siguero, com. pers.)	Gordolobo, verbasco
	<i>Verbascum rotundifolium</i> subsp. <i>haenseleri</i> (Boiss.) Murb. (Blanco, 1995b; Estes, 1992; Mulet, 1991)	Gordolobo
	<i>Verbascum sinuatum</i> L. (Guzmán, 1997; Velasco & al., 1997)	Gordolobo, verbasco
	<i>Verbascum thapsus</i> L. (Arias, com. pers.; Blanco, 1998; Gómez Ortega, 1784; Mulet, 1997; Rigueiro & al., 1996; Villar & al., 1987)	Barbasco, gordolobo, matapeces, verbasco
	<i>Verbascum thapsus</i> subsp. <i>giganteum</i> (Willk.) Nyman (Mesa, 1996)	Belesa, verdelobo
Solanaceae	<i>Hyoscyamus albus</i> L. (Casana, 1993)	Beleño, beleño blanco
Thymelaeaceae	<i>Daphne gnidium</i> L. (Arias, com. pers.; Granzow, 1993; Guzmán, 1997; Mulet, 1991; Rivera & Obón, 1991; Salaverri, com. pers.; Verde & Fajardo, 1998)	Torvisco
Umbelliferae	<i>Cicuta virosa</i> L. (Morales, com. pers.)	Cicuta acuática, cicuta menor
	<i>Conium maculatum</i> L. (Blanco, 1998; Granzow, 1993; S, com. pers.)	Cicuta
	<i>Oenanthe crocata</i> L. (Arias, com. pers.; Morales, com. pers.)	Aguatocho, nabo del diablo
	<i>Thapsia villosa</i> L. (Arias, com. pers.; Blanco, 1998; Font Quer, 1992; Gil, 1995; Mulet, 1997; Rivera & Obón, 1991)	Cañaheja

Familia	Taxon	Principios tóxicos (REFERENCIAS)	Posibles efectos sobre el organismo
Apocynaceae	<i>Nerium oleander</i> L.	Glucósidos cardiotónicos (Mulet, 1997)	Muerte por parada cardíaca
Cannabaceae	<i>Cannabis sativa</i> L.	Cannabinol, tetrahidrocannabinol y cannabidinol (Mulet, 1997)	Coma
	<i>Humulus lupulus</i> L.	Aceite esencial y sustancias amargas (Mulet, 1997)	Trastornos nerviosos
Caryophyllaceae	<i>Saponaria ocymoides</i> L.	Saponósidos (Ribera & Obón; 1991)	Trastornos digestivos, respiratorios, cardíacos y nerviosos
Euphorbiaceae	<i>Euphorbia</i> spp.	Alcaloides (Mulet, 1997)	Muerte por colapso
Juglandaceae	<i>Juglans regia</i> L.	Aceites esenciales y taninos (Mulet, 1997)	Trastornos digestivos
Liliaceae	<i>Urginea maritima</i> (L.) Baker	Glucósidos cardiotónicos y oxalato de calcio (Mulet, 1997)	Muerte por parada cardíaca
	<i>Veratrum album</i> L.	Alcaloides (Ribera & Obón, 1991)	Muerte por colapso
Menispermaceae	<i>Anamirta cocculus</i> (L.) Wight & Arn.	Sustancias amargas (Forman, 1986; Quisumbing, 1978)	Convulsiones
Plumbaginaceae	<i>Plumbago europaea</i> L.	Sustancias amargas (Font Quer, 1992)	Rubefaciente y vesicante
Ranunculaceae	<i>Helleborus foetidus</i> L.	Glucósidos cardiotónicos y saponósidos (Mulet, 1997)	Muerte por insuficiencia respiratoria
Salicaceae	<i>Populus</i> sp.	Aceites esenciales y resinas (Ribera & Obón, 1991)	Trastornos nerviosos
Scrophulariaceae	<i>Antirrhinum</i> spp.	Saponósidos (Mulet, 1997)	Ver <i>Saponaria ocymoides</i>
	<i>Digitalis purpurea</i> L.	Glucósidos cardiotónicos y saponósidos (Font Quer, 1992)	Muerte
	<i>Scrophularia aquatica</i> L.	Saponósidos (Mulet 1997; Rigueiro & al., 1996)	Ver <i>Saponaria ocymoides</i>
	<i>Verbascum</i> spp.	Saponósidos (Mulet, 1997)	Ver <i>Saponaria ocymoides</i>
Solanaceae	<i>Hyoscyamus albus</i> L.	Alcaloides y glucósidos (Font Quer, 1992)	Trastornos nerviosos
Thymelaeaceae	<i>Daphne gnidium</i> L.	Dafnetina y resinas (Mulet, 1997)	Muerte
Umbelliferae	<i>Cicuta virosa</i> L.	Cicutoxina (Mulet, 1997)	Muerte por asfixia
	<i>Conium maculatum</i> L.	Alcaloides (Mulet, 1997)	Muerte por parálisis respiratoria
	<i>Oenanthe crocata</i> L.	Oenantetoxina (Ribera & Obón, 1991)	Muerte
	<i>Thapsia villosa</i> L.	Resinas (Mulet, 1997)	Trastornos digestivos

terminantemente el empleo en las aguas públicas y privadas de “. . . toda substancia venenosa para los peces o desoxigenadora de las aguas (torvisco, gordolobo, cicuta, beleño, coca, cloruro de cal, cal viva, carburo de calcio, etc.)” (Vega, 1981).

En cuanto al Artículo 60 (Delitos) del Capítulo segundo (Sanciones) del Título VI de la Ley del 4 de Mayo de 1948 (B. O. E. 5-5-48), que introdujo modificaciones en la anterior, éste consideraba delito “el envenenamiento de las aguas con gordolobo, torvisco, coca, beleño, cloruro o cualquier otra sustancia tóxica” (Vega, 1981).

En la actualidad la legislación sobre pesca no alude explícitamente al uso de planta venenosas, aunque sí prohíbe expresamente el uso de sustancias desoxigenadoras o tóxicas.

Plantas de acción ictiotóxica

Se conocen en España 37 especies que han sido utilizadas para pescar, por su contenido en ciertos tóxicos (ver tabla 1). Corresponden a 22 géneros pertenecientes a 14 familias. Las fuentes utilizadas han sido bibliográficas, pero también se han obtenido datos por comunicación personal con gente relacionada con el mundo de la pesca, algunos de ellos aún pescadores furtivos. Se incluyen los nombres vernáculos registrados, que en algunos casos se han completado con los obtenidos en Morales *et al.*, (1996).

La belesa o matapeces, ha sido, junto con el torvisco o matapollo y con los gordolobos, barbascos, verbascos o morgas, una de las plantas más usadas como ictiotóxicos en España. De hecho, la pesca con todas estas especies ha sido algo tan frecuente en nuestro país que ha dado lugar a distintos verbos y expresiones para designarla. Así por ejemplo, tenemos los verbos embelesar, en el caso de *Plumbago europaea* L. (Morales, 1996), y matapollar, en el de *Daphne gnidium* L. (Mulet, 1991). En cuanto al caso del género *Verbascum*, sabemos que existe el verbo enverbascar (Rivera & Obón, 1991; Velasco *et al.*, 1997) y a un nivel más local, las expresiones hacer una gordolobá, en la provincia de Cáceres (Herrero, comunicación personal), y morgar el río, en la comarca leonesa de La Cabrera (Arias comunicación personal) Por otro lado, y siguiendo con este género, resulta curioso saber que, precisamente por influencia española, varias especies de plantas que no pertenecen al mismo se denominan, en la actualidad, barbascos o verbascos en América (Blanco, 1995a; Mansutti, 1988; Moretti & Grenand, 1982; Schultes & Raffauf, 1990).

Referente al uso de estas plantas en las diferentes regiones españolas, en Valencia y Castilla y León son las comunidades autónomas en las que se han usado más frecuentemente. La comunidad en la que se han utilizado menos parece ser Cantabria. En cuanto a la comunidad en la que se han utilizado menos, ésta parece ser Cantabria. Hasta el momento, carecemos de datos sobre el uso de plantas de acción ictiotóxica en Murcia, Navarra, La Rioja, el País Vasco y las Islas Canarias. En los casos de Navarra y La Rioja, ambas comunidades interiores, es más probable encontrar datos en un futuro. En las Canarias la pesca de la anguila era una práctica tradicional, para la que se habrían podido utilizar dichas plantas. En el caso de las Baleares la información de la que disponemos es demasiado vaga (Fraga, comunicación personal).

Algunas de las plantas de acción ictiotóxica utilizadas tradicionalmente en España también han sido usadas en otras zonas del Mundo. Estas plantas son la adelfa (*Nerium oleander* L., Apocynaceae), la euforbia macho (*Euphorbia characias* L., Euphorbiaceae), y el tetímalo (*E. platyphyllos* L.), las cuales se han empleado respectivamente en Portugal, en Grecia y en la Toscana, Italia (Laguna; 1555; Rivera & Obón, 1991; Sequeira, comunicación personal). En cuanto al torvisco (*Daphne gnidium*, Thymelaeaceae) y el nabo del diablo (*Oenanthe crocata* L., Umbelliferae), también han sido utilizadas en Portugal y en Cerdeña (Rivera & Obón 1991; Paiva, comunicación personal).

Mención aparte merece la coca levantina, que de todas las plantas de acción ictiotóxica usadas tradicionalmente en España es la única alóctona; procede del SE de Asia, zona del Mundo en donde ya era utilizada para la pesca antes de que los comerciantes portugueses la trajeran a Europa en el siglo XVI (Forman 1986; Gómez; 1998; Hoffmann 1997; Quisumbing, 1978). Una generación después de esto, el uso de su fruto (coco) como ictiotóxico ya se había extendido por varios países

del continente (Hoffmann, 1997), entre ellos el nuestro, si tenemos en cuenta el hecho de que Laguna (1555) habla en sus escritos de “... el Coco de Levante, con que se aturden y toman ordinariamente los peces”. En España, por otro lado, parece ser que la coca se utilizaba, todavía, a mediados del presente siglo (Arias, comunicación personal; Morcuende, comunicación personal, Vega, 1981).

Los plantas de acción ictiotóxica usadas tradicionalmente en España que también han recibido otros usos relacionados con la pesca son el cáñamo (*Cannabis sativa* L., Cannabaceae) y la cañaheja (*Thapsia villosa* L., Umbelliferae). El primero se usaba en Inglaterra y en la Italia del siglo XVI para sacar las lombrices de la tierra (Font Quer, 1992; Schultes & Hoffmann, 1982). La cañaheja contiene en ocasiones un gusano que es considerado por los pescadores segovianos y cordobeses un excelente cebo [Blanco, 1998; Triano & Ruiz, 1998]. Por último, no podemos concluir este capítulo sin informar de que el lúpulo (*Humulus lupulus* L., Cannabaceae) se ha utilizado en la ribera del alto Órbigo (León) para narcotizar los cangrejos y así, poder pescarlos más fácilmente (Arias Rodríguez, comunicación personal)

Toxicología

Los efectos que producen estas plantas sobre el organismo humano y los principios tóxicos causantes de ellos se muestran resumidos en la Tabla 2. Resulta sorprendente que entre las 37 especies vegetales utilizadas tradicionalmente para envenenar nuestras aguas continentales, no sólo se incluyen plantas aparentemente inofensivas si no también otras conocidas precisamente debido a su toxicidad. Sin embargo, y curiosamente, el único dato obtenido, hasta el momento, sobre los posibles riesgos que entraña el uso estas especies hace referencia a la ya mencionada belesa. En efecto, Loscos & Pardo (1867) dicen hablando de esta planta que con ella los peces se cogen en abundancia, pero que no pueden comerse sin peligro. La belesa contiene plumbagina, un compuesto rubefaciente y vesicante que, aunque potencialmente dañino, no tiene ni punto de comparación con los tóxicos presentes en el torvisco, fundamentalmente el glucósido dafnetina, que puede producir la muerte probablemente por parada cardiorrespiratoria.

Y ya que hablamos del torvisco, conviene saber que a lo largo de nuestras investigaciones nos hemos encontrado, en varias ocasiones, con que nuestras fuentes han insistido en que aunque esta planta mata los peces, éstos pueden consumirse sin ningún problema (Mulet, 1991; Verde & Fajardo, 1998). Sin embargo, también se nos ha advertido que el torvisco mata las culebras y otros animales acuáticos (Arias, comunicación personal) y que si cualquier animal bebiera del agua en donde se ha utilizado esta planta, éste moriría (Mulet, 1991; Verde & Fajardo, 1998). Cosa esta última que coincide con lo que se dice de la cebolla albarrana [*Urginea maritima* (L.) Baker] en la provincia de Cáceres (Duque, comunicación personal).

Como puede verse en la tabla 2, hay diez táxones cuyos venenos pueden ser mortales para el hombre. Las diferentes especies de Euphorbia contienen alcaloides muy tóxicos. El nabo del diablo y las cicutas, pertenecientes a la familia de las umbelíferas, poseen potentes venenos, sobre todo en la raíz y en los frutos. La adelfa tiene repartido en todos sus órganos un glucósidos cardiotónico que resulta también mortal. Todo esto creemos que debería ser objeto de estudios más profundos para su aplicación en el campo de la Farmacología.

Modos de empleo

Al investigar sobre las partes utilizadas y los modos de empleo de las plantas de acción ictiotóxicas usadas tradicionalmente en España (tabla 3), nos hemos encontrado con que en bastantes casos nuestras fuentes no nos han aportado datos en este sentido. Y es que, cada vez son menos las personas que conocen este tipo de secretos. Sin embargo, el hecho de que la pesca con plantas de acción ictiotóxica sea una práctica que está cayendo en desuso en nuestro país no sólo debe achacarse a esto si no, también, a la aparición de métodos de pesca más modernos y rentables, como por ejemplo, la pesca con aparatos electrocutantes.

Familia	Taxon	Referencias	Partes utilizadas	Modos de empleo
Apocynaceae	<i>Nerium oleander</i> L.	Mulet (1991)	Tallo y hojas	Tanto el uno como las otras se pican
Cannabaceae	<i>Cannabis sativa</i> L.	Guzmán (1997)	Planta	La planta se machacaba y se mezclaban con masa de pan
	<i>Humulus lupulus</i> L.	Harper (com. pers.)	Inflorescencias femeninas	
Euphorbiaceae	<i>Euphorbia characias</i> L.	Laguna (1555) Villar & al. (1992) Mulet (1997)	Laguna (1555): planta Villar & al. (1992): planta	Laguna (1555): la planta se majaba y se mezclaba con harina Villar & al. (1992): la planta se tritura
	<i>E. cyparissias</i> L.	Laguna (1555)	Planta	La planta se majaba y se mezclaba con harina
	<i>E. dendroides</i> L.	Laguna (1555)	Planta	La planta se majaba y se mezclaba con harina
	<i>E. helioscopia</i> L.	Laguna (1555) Mulet (1997)	Laguna (1555): planta	Laguna (1555): la planta se majaba y se mezclaba con harina
	<i>E. paralias</i> L.	Laguna (1555)	Planta	La planta se majaba y se mezclaba con harina
	<i>E. pinea</i> L.	Laguna (1555) Mulet (1997)	Laguna (1555): Planta	Laguna (1555): la planta se majaba y se mezclaba con harina
	<i>E. platyphyllos</i> L.	Laguna (1555)	Planta	La planta se majaba y se mezclaba con harina
	<i>E. serrata</i> L.	Laguna (1555) Mulet (1997)	Laguna (1555): planta	Laguna (1555): la planta se majaba y se mezclaba con harina
Juglandaceae	<i>Juglans regia</i> L.	Mulet (1991) Blanco (1996) Arias (com. pers.) Pardo de Santayana (com. pers.)	Epicarpios del fruto verde	Mulet (1991): los epicarpios se pican Blanco (1996): los epicarpios se echan al río Arias (com. pers.): los epicarpios se machacan Pardo de Santayana (com. pers.): los epicarpios se echan al río
Liliaceae	<i>Urginea maritima</i> (L.) Baker	Duque (com. pers.)	Bulbo	
	<i>Veratrum album</i> L.	Muntané (1994)	Planta entera	La planta entera se chafa
Menispermaceae	<i>Anamirta cocculus</i> (L.) Wight & Arn.	Laguna (1555) Gómez Ortega (1784) Mulet (1997) Arias (com. pers.) Morcuende (com. pers.)	Laguna (1555): frutos Arias (com. pers.): frutos Morcuende (com. pers.): frutos	Arias (com. pers.): Para pescar truchas, los frutos se machacaban y se daban de comer a lombrices que eran arrojadas al río por la noche. Para capturar otros peces, los frutos machacados y mezclados con masa de pan se echaban en el agua por el día
Plumbaginaceae	<i>Plumbago europaea</i> L.	Gómez Ortega (1784) Loscos & Pardo (1867) Mulet (1997) Triano & Ruiz (1998)	Gómez Ortega (1784): Planta Loscos & Pardo (1867): Planta Triano & Ruiz (1998): Planta entera	Gómez Ortega (1784): La planta se echaba en los ríos y balsas Loscos & Pardo (1867): La planta se machacaba Triano & Ruiz (1998): La planta se secaba y se trocaba finamente

TABLA 3
Partes utilizadas y modos de empleo (De *Saponaria ocymoides* L., *Euphorbia esula* L., *E. nicaeensis* L., *Heliborrus foetidus* L., *Scrophularia balbisii* Hornem., *Hyoscyamus albus* L. y *Clethra virosa* L. no se han obtenido datos).

TABLA 3

(CONTINUACIÓN)

Partes utilizadas y modos de empleo (De *Saponaria ocyroides* L., *Euphorbia esula* L., *E. nicaeensis* L., *Heliborus foetidus* L., *Scrophularia balbisii* Hornem., *Hyoscyamus albus* L. y *Cicuta virosa* L. no se han obtenido datos).

Familia	Taxon	Referencias	Partes utilizadas	Modos de empleo
Salicaceae	<i>Populus</i> sp.	Harper (com. pers.)	Yemas florales	
Scrophulariaceae	<i>Antirrhinum</i> spp.	Mulet (1997)	Semillas	
	<i>Digitalis purpurea</i> L.	Arias (com. pers.)	Planta	La planta se echaba en el agua
	<i>Scrophularia acuatica</i> L.	García (1977)	Tallo	El tallo se machacaba
	<i>Verbascum boerhavia</i> L.	Muntané (1994)	Planta entera	La planta se pica
	<i>V. lychnitis</i> L.	Lastra & Bachiller (1997)	Semillas	
	<i>V. pulverulentum</i> Vill.	Blanco (1995b, 1998) Arias (com. pers.) Morales (com. pers.) Sigüero (com. pers.)	Blanco (1995b): flores, frutos y mata Blanco (1998): tallo y raíz Arias (com. pers.): frutos maduros Morales (com. pers.): semillas	Blanco (1995b): las flores y los frutos, machacados y mezclados con carne, se arrojaban al agua por la mañana para recoger los peces por la tarde. La mata se machacaba Blanco (1998): tanto el uno como la otra se introducían en el agua Arias (com. pers.): los frutos maduros se machacaban y la pasta resultante se introducía, buceando, en las cuevas de los peces Morales (com. pers.): las semillas machacadas se introducían en una bolsa que se metía en el río
	<i>V. rotundifolium</i> subsp. <i>baenseleri</i> (Boiss.) Murb.	Mulet (1991) Esteso (1992) Blanco (1995b)	Mulet (1991): planta Blanco (1995b): flores, frutos y mata	Mulet (1991): la planta se tira al río Blanco (1995b): las flores y los frutos, machacados y mezclados con carne, se arrojaban al agua por la mañana para recoger los peces por la tarde. La mata se machacaba
	<i>V. sinuatum</i> L.	Guzmán (1997) Velasco & al. (1997)	Planta	Guzmán (1997): la planta se introducía en las charcas Velasco & al. (1997): la planta se machacaba
	<i>V. thapsus</i> L.	Gómez Ortega (1784) Villar & al. (1987) Rigueiro & al. (1996) Mulet (1997) Blanco (1998) Arias (com. pers.)	Gómez Ortega (1784): semillas Villar & al. (1987): hojas y frutos Rigueiro & al. (1996): semillas Mulet (1997): raíz, hojas y semillas Blanco (1998): tallo y raíz Arias (com. pers.): frutos maduros	Gómez Ortega (1784): las semillas se echaban en el río Villar & al. (1987): tanto las unas como los otros se trituran Rigueiro & al. (1996): las semillas se arrojaban al agua Blanco (1998): tanto el uno como la otra se introducían en el agua Arias (com. pers.): los frutos maduros se machacaban y la pasta resultante se introducía, buceando, en las cuevas de los peces
	<i>V. thapsus</i> subsp. <i>giganteum</i> (Willk.) Nyman	Mesa (1996)	Tallos florecidos y fructificados	Los tallos se machacaban

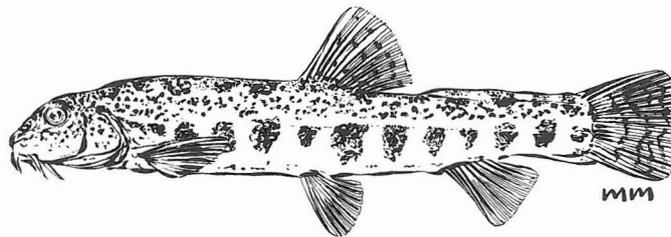


Familia	Taxon	Referencias	Partes utilizadas	Modos de empleo
Thymelaeaceae	<i>Daphne gnidium</i> L.	Mulet (1991) Rivera & Obón (1991) Granzow (1993) Guzmán (1997) Verde & Fajardo (1998) Arias (com. pers.) Salaverri (com. pers.)	Mulet (1991): raíz, parte aérea y ramas Rivera & Obón (1991): ramas Granzow (1993): planta Guzmán (1997): planta y/o frutos Verde & Fajardo (1998): ramas y raíz Arias (com. pers.): raíz	Mulet (1991): la raíz, entera o picada, se arroja directamente al río; también, y al igual que la parte aérea, se pica y se coloca dentro de un saco que se ata a las piernas, caminando el pescador por el agua para esparcir el veneno. Las ramas se arrojan al río Rivera & Obón (1991): las ramas son arrojadas al agua Granzow (Ed.) (1993): la planta se machacaba Guzmán (1997): la planta y/o sus frutos machacados se echaban en el agua Verde & Fajardo (1998): tanto las unas como la otra se machacaban Arias (com. pers.): la raíz se machacaba
Umbelliferae	<i>Conium maculatum</i> L.	Granzow (1993) Blanco (1998) Siguero (com. pers.)	Blanco (1998): raíz	Blanco (1998): la raíz se machacaba
	<i>Oenanthe crocata</i> L.	Arias (com. pers.) Morales (com. pers.)	Raíz	Arias (com. pers.): la raíz se machacaba Morales (com. pers.): la raíz se machacaba y la pasta resultante se introducía, buceando, en las cuevas de los peces
	<i>Thapsia villosa</i> L.	Rivera & Obón (1991) Font Quer (1992) Gil (1995) Mulet (1997) Blanco (1998) Arias (com. pers.)	Gil (1995): raíz Mulet (1997): raíz Arias (com. pers.): raíz	Gil (1995): la raíz se machacaba y se introducía en un saco que, una vez metido dentro del río, se pisaba Mulet (1997): la raíz se troceaba Arias (com. pers.): la raíz se echaba en el agua

TABLA 3
(CONTINUACION)
Partes utilizadas y modos de empleo (De *Saponaria ocyroides* L., *Euphorbia esula* L., *E. nicaeensis* L., *Heliborrus foetidus* L., *Scrophularia balbisi* Hornem., *Hyoscyamus albus* L. y *Cicuta tirrosa* L. no se han obtenido datos).

Metodología Empleada para la Realización del Atlas de los Peces Continetales Españoles

Luís de Ambrosio Blázquez
Museo Nacional de Ciencias Naturales. CSIC.





Los aspectos metodológicos desarrollados para la elaboración de este atlas contemplan tres ámbitos de trabajo diferentes. Por una parte la recopilación de información sobre distribución de especies piscícolas continentales, el almacenamiento informático y su cartografiado digital. Por otra, la actualización de la nomenclatura de las especies, su estado de conservación y su status de protección así como la recopilación bibliográfica referente a los aspectos tratados para cada una de ellas. Por último, la elaboración de un plan de seguimiento para conocer la evolución del estado de conservación de diferentes poblaciones pertenecientes a la totalidad de las especies de peces continentales españoles.

Recopilación de la información y documentación

En este apartado, se ha completado un análisis exhaustivo de la información existente sobre distribución de especies de peces continentales en España a partir de datos publicados ó inéditos sobre este tema desde 1990.

La heterogeneidad de la información, debido a su distinta procedencia ha obligado a un tratamiento previo de estos datos antes de su inclusión en la base de datos y posteriormente en el Sistema de Información Geográfica. Esta información bibliográfica se agrupó en las siguientes categorías atendiendo a su origen:

Datos procedentes de documentos publicados con posterioridad al 1 de enero de 1990.

Datos procedentes de documentos publicados y cuya antigüedad es anterior a 1990. Estos datos se han contrastado y actualizado en la medida de lo posible consultando a los autores de los diferentes trabajos y asignándolos valores de cuadrícula UTM 10x10.

Datos personales e informes no publicados pertenecientes a investigadores, técnicos e instituciones oficiales.

Datos procedentes de campañas de muestreo realizadas para el proyecto Atlas, por el equipo técnico del Museo Nacional de Ciencias Naturales en el período 1997-2000.

Datos recopilados de la colección de ictiología del Museo Nacional de Ciencias Naturales. Se ha incorporado a la base de datos del Atlas los datos procedentes de la citada colección contrastados y actualizados.

Datos procedentes de los muestreos realizados por el equipo técnico del Museo Nacional de Ciencias Naturales para los trabajos de inventariación de las especies piscícolas continentales incluidas en la Directiva de Hábitats de la Unión Europea (92/43/CEE) 1995-1997.

Bases de datos

Para la homogeneización de todos los datos recopilados, descritos en el apartado anterior, se ha desarrollado una Base de Datos relacional basada en el programa informático Microsoft Access v. 97-2000. La versatilidad de Microsoft Access para incluir datos procedentes de otros programas así como su facilidad de conexión con el Sistema de Información Geográfica ha sido determinante para la elec-

ción de esta aplicación como herramienta de almacenamiento y gestión de la información. El diseño definitivo de esta base de datos ha sido modificado del presentado en los primeros informes parciales con el fin de mejorar las consultas y posibilidades. Su desarrollo, ha sido concebido para que sea utilizada como herramienta de consulta de la información global del proyecto.

Cada cita de la base de datos está introducida en forma de un registro individual codificado con la información necesaria que permite su localización geográfica. Además, cada registro contiene un campo con el valor de la cuadrícula UTM 10x10 a la que pertenece el punto. El número total de registros incluidos asciende a más de 13.000.

Por otra parte, se ha realizado una recopilación bibliográfica en la cual se han incluido las citas de todos los trabajos e informes publicados sobre distribución de peces continentales para la fauna ibérica. El número de trabajos está próximo a los 600. Esta recopilación se encuentra conectada con la base de datos general, de esta manera se pueden consultar datos de localización de especies y tener la referencia bibliográfica correspondiente.

Atendiendo a los apartados del pliego de prescripciones técnicas se ha introducido, en la base de datos, una relación de todos los peces continentales presentes en España y su estado de conservación, mediante la creación de una ficha para cada una de las especies contempladas. Esta ficha incluye además, los nombres vulgares de las especies en castellano, catalán, euskera y gallego, así como las categorías de amenaza para los diferentes documentos y catálogos de especies amenazadas en el ámbito nacional e internacional.

La información referida a los espacios seleccionados para el plan de seguimiento, puede ser consultada a su vez en la base de datos. Cada uno de los espacios ha sido codificado mediante una clave alfanumérica que hace referencia a la provincia en la que está ubicado el lugar y un número secuencial. Si el lugar está dentro de más de una única provincia las letras asignadas hacen referencia a la provincia en la que mayor sea su longitud.

Esta base de datos permite la conexión automática de los datos filtrados para cada una de las especies con el Sistema de Información Geográfica facilitando así, las consultas espaciales a través de varios campos.

Los datos procedentes del inventario de especies la Directiva de Hábitats, una vez procesados y adaptados para su uso en el Atlas, han sido incluidos en la base de datos. De esta forma, pueden ser consultados independientemente al resto de datos del Atlas con posibilidades de solicitar consultas mixtas por especie de todos los registros que contiene la aplicación.

Sistema de Información Geográfica

Como herramienta de representación y análisis cartográfico de la información del Atlas, se ha utilizado el programa informático ARCVIEW 3.1 y DAK 3.5.1 de ESRI Co. U.S.A. La elección de este software para el Atlas de peces se realizó atendiendo a cuatro características:

- Facilidad de manejo. ARCVIEW está diseñado para su uso bajo entornos gráficos como Microsoft Windows. Se encuentra perfectamente integrado en este soporte siendo muy sencillo y rápido su manejo y aprendizaje.
- Compatibilidad con otros Sistemas de Información Geográfica mediante la importación y conversión de formatos.
- Facilidad de integración de la base de datos creada con Microsoft Access.
- Uso directo de coberturas y ficheros generados con ARCINFO. Esta característica es importante, ya que en muchos casos la información cartográfica digital introducida en el Atlas fue creada originalmente en este sistema.

Las coberturas digitales usadas como apoyo cartográfica para la realización del Atlas fueron cedidas por la Dirección General de Conservación de la Naturaleza y la Sociedad Española de Ornitología/Universidad Autónoma de Madrid. Estas coberturas fueron:

- Red hidrográfica nacional escala 1:200.000 del Instituto Geográfico Nacional.

- Malla de cuadrículas UTM 10x10 elaborada por el Departamento de Cartografía Digital de la Universidad Autónoma de Madrid. Esta malla ha sido seleccionada como base cartográfica para la elaboración de los diferentes atlas de vertebrados encargados por la Dirección General de Conservación de la Naturaleza.
- Límites políticos de provincias y contorno peninsular del Instituto Geográfico Nacional.

Muestreos biológicos

Durante los tres años de duración del proyecto Atlas, el equipo técnico del Museo Nacional de Ciencias Naturales ha realizado cerca de 2.000 muestreos con pesca eléctrica en diferentes zonas de España. Estos muestreos se llevaron a cabo con el fin de obtener información sobre la distribución de peces en aquellos ríos en los que no existían datos anteriores o bien para contrastar o actualizar la información que se disponía de determinadas zonas. Además, parte de los datos cedidos por otras entidades e incorporados al Atlas provienen de muestreos biológicos realizados ex profeso para este trabajo.

Los muestreos se realizaron con un aparato convencional de pesca eléctrica de corriente alterna, provisto de un rectificador a corriente pulsátil de intensidad variable. La longitud de los tramos evaluados fue de 200 metros y con una intensidad de pesca parecida entre los diferentes tramos para poder estimar así, la abundancia relativa de las especies.

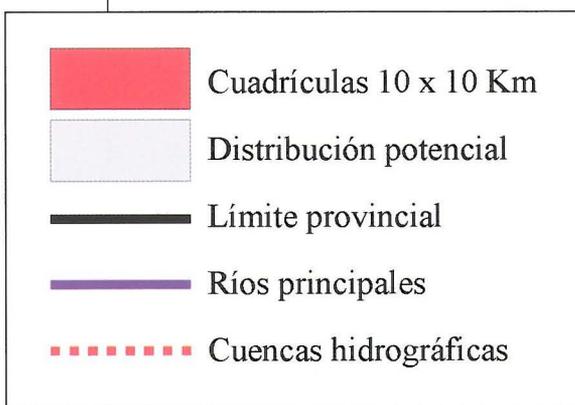
Algunos ejemplares capturados de las diferentes especies se guardaron para su posterior conservación en la Colección de Ictiología del Museo Nacional de Ciencias Naturales como material de referencia, el resto fue devuelto al río sin causar en ningún caso interferencias en la dinámica poblacional. Este material de referencia fue usado para cotejar las determinaciones realizadas in situ.

La mayor intensidad de muestreo se centró en las Comunidades Autónomas de Extremadura, Castilla-León, Madrid y Andalucía. Los datos previos recopilados para estas Comunidades presentaban importantes carencias tanto en cobertura como en actualización. Para el resto de Comunidades Autónomas la intensidad de muestreos fue dispar ya que en la mayoría de ellas existe un excelente conocimiento de las especies de peces presentes en sus aguas con trabajos recientes y actualizados periódicamente.

Muchos de los datos incorporados a la base de datos del Atlas tienen su origen en los muestreos biológicos realizados durante la ejecución del proyecto de inventariación de especies piscícolas incluidas en la Directiva de Hábitats. Este proyecto se llevó a cabo en el período 1995-1997. Por otra parte, todos los datos obtenidos en diferentes proyectos y campañas ajenas al Atlas y realizadas por el personal del Museo de Ciencias Naturales han sido introducidas en la base de datos.

FIGURA 1

Leyenda de los mapas de distribución utilizados en este Atlas de los Peces Continentales de España



Especies incluidas en el Atlas

Las especies consideradas para la realización del Atlas de los Peces Continentales de España han sido seleccionadas teniendo en cuenta los siguientes criterios.

- Especies de agua dulce autóctonas de la Península Ibérica.
- Especies de agua dulce exóticas en la Península Ibérica.
- Especies de aguas o hábitos salobres y/o de estuarios consideradas como especies continentales.

La nomenclatura utilizada para las especies autóctonas españolas se basa en los trabajos de Kottelat, 1997; Zardoya y Doadrio, 1999; Doadrio y Perdices, 1998 y Briolay, J. *et al.*, 1998.

Especies de agua dulce autóctonas de la Península Ibérica

Las especies consideradas son las siguientes:

Familia	Especies	Autor	Nombre vulgar
Petromyzontidae	<i>Lampetra planeri</i>	(Bloch, 1784)	Lamprea de arroyo
Salmonidae	<i>Salmo trutta</i>	Linnaeus, 1758	Trucha Común
Gasterosteidae	<i>Gasterosteus gymmurus</i>	Cuvier, 1829	Espinoso
Blenniidae	<i>Salaria fluviatilis</i>	(Asso, 1801)	Fraile
Balitoridae	<i>Barbatula barbatula</i>	(Linnaeus, 1758)	Lobo de río
Cobitidae	<i>Cobitis calderoni</i>	Bacescu, 1962	Lamprehuela
	<i>Cobitis paludica</i>	(de Buen, 1930)	Colmilleja
	<i>Cobitis vettonica</i>	Doadrio & Perdices, 1997	Colmilleja de Alagón
Cyprinidae	<i>Anaocypris hispanica</i>	(Steindachner, 1866)	Jarabugo
	<i>Barbus bocagei</i>	Steindachner, 1864	Barbo común
	<i>Barbus comizo</i>	Steindachner, 1864	Barbo comizo
	<i>Barbus graellsii</i>	Steindachner, 1866	Barbo de Graells
	<i>Barbus guiraonis</i>	Steindachner, 1866	Barbo mediterráneo
	<i>Barbus haasi</i>	Mertens, 1925	Barbo colirrojo
	<i>Barbus meridionalis</i>	Risso, 1827	Barbo de montaña
	<i>Barbus microcephalus</i>	Almaça, 1967	Barbo cabecicorto
	<i>Barbus sclateri</i>	Günther, 1868	Barbo gitano
	<i>Chondrostoma arcasii</i>	(Steindachner, 1866)	Bermejuela
	<i>Chondrostoma arrigonis</i>	(Steindachner, 1866)	Loina
	<i>Chondrostoma duriense</i>	Coelho, 1985	Boga del Duero
	<i>Chondrostoma lemmingii</i>	(Steindachner, 1866)	Pardilla
	<i>Chondrostoma miegii</i>	Steindachner, 1866	Madrilla
	<i>Chondrostoma polylepis</i>	Steindachner, 1864	Boga de río
	<i>Chondrostoma turiense</i>	Elvira, 1987	Madrifa
	<i>Chondrostoma wiilkommii</i>	Steindachner, 1866	Boga del Guadiana
	<i>Gobio gobio</i>	(Linnaeus, 1758)	Gobio
	<i>Squalius alburnoides</i>	(Steindachner, 1866)	Calandino
	<i>Squalius carolitertii</i>	(Doadrio, 1988)	Bordallo
	<i>Squalius cephalus</i>	(Linnaeus, 1758)	Bagre
	<i>Squalius palaciosi</i>	(Doadrio, 1980)	Bogardilla
<i>Squalius pyrenaicus</i>	Günther, 1868	Cacho	
<i>Phoxinus phoxinus</i>	(Linnaeus, 1758)	Piscardo	
<i>Tinca tinca</i>	(Linnaeus, 1758)	Tenca	
Cottidae	<i>Cottus gobio</i>	Linnaeus, 1758	Cavilat
Cyprinodontidae	<i>Aphanius iberus</i>	(Valenciennes, 1846)	Fartet
Valenciidae	<i>Valencia hispanica</i>	(Valenciennes, 1846)	Samaruc

Especies de agua dulce exóticas en la Península Ibérica

Familia	Especies	Autor	Nombre vulgar
Centrarchidae	<i>Lepomis gibbosus</i>	(Linnaeus, 1758)	Pez sol
	<i>Micropterus salmoides</i>	(Lacépède, 1802)	Perca americana
Cichlidae	<i>Herychthys facetum</i>	(Jenyns, 1842)	Chanchito
Cyprinidae	<i>Abramis bjoerkna</i>	(Linnaeus, 1758)	Brema blanca
	<i>Alburnus alburnus</i>	Linnaeus, 1758	Alburno
	<i>Carassius auratus</i>	(Linnaeus, 1758)	Pez rojo
	<i>Cyprinus carpio</i>	Linnaeus, 1758	Carpa
	<i>Rutilus rutilus</i>	(Linnaeus, 1758)	Rutilo
	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	(Linnaeus, 1758)	Gardí
Cyprinodontidae	<i>Aphanius fasciatus</i>	(Valencianes, 1821)	Fartet oriental
Esocidae	<i>Esox lucius</i>	(Linnaeus, 1758)	Lucio
Fundulidae	<i>Fundulus heteroclitus</i>	(Linnaeus, 1766)	Fúndulo
Ictaluridae	<i>Ameiurus melas</i>	(Rafinesque, 1820)	Pez gato negro
	<i>Ictalurus punctatus</i>	(Rafinesque, 1818)	Pez gato punteado
Percidae	<i>Perca fluviatilis</i>	Linnaeus, 1758	Perca
	<i>Sander lucioperca</i>	(Linnaeus, 1758)	Lucioperca
Poeciliidae	<i>Gambusia holbrooki</i>	(Girard, 1859)	Gambusia
	<i>Poecilia reticulata</i>	Peters, 1860	Gupi
Salmonidae	<i>Hucho hucho</i>	(Linnaeus, 1758)	Salmón del Danubio
	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	(Walbaum, 1792)	Trucha arco-iris
	<i>Oncorhynchus kisutch</i>	(Walbaum, 1792)	Salmón del Pacífico
	<i>Salvelinus fontinalis</i>	(Mitchell, 1815)	Salvelino
Siluridae	<i>Silurus glanis</i>	Linnaeus, 1758	Siluro

Especies de aguas o hábitos estuarinos y/o migradores consideradas como especies continentales

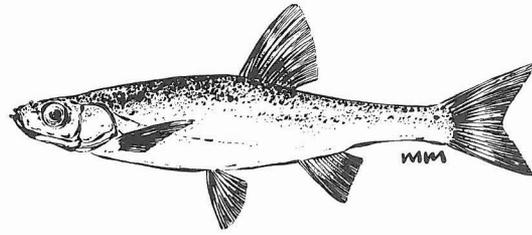
Familia	Especies	Autor	Nombre vulgar
Acipenseridae	<i>Acipenser sturio</i>	Linnaeus, 1758	Esturión
Anguillidae	<i>Anguilla anguilla</i>	(Linnaeus, 1758)	Anguila
Atherinidae	<i>Atherina boyeri</i>	Risso, 1810	Pejerrey
Clupeidae	<i>Alosa alosa</i>	(Linnaeus, 1758)	Sábalo
	<i>Alosa fallax</i>	(Lacépède, 1803)	Saboga
Petromyzontidae	<i>Petromyzon marinus</i>	Linnaeus, 1758	Lamprea marina
	<i>Lampetra fluviatilis</i>	Linnaeus, 1758	Lamprea de río
Pleuronectidae	<i>Platichthys flesus</i>	(Linnaeus, 1758)	Platija
Salmonidae	<i>Salmo salar</i>	Linnaeus, 1758	Salmón
Syngnathidae	<i>Syngnathus abaster</i>	Risso, 1827	Aguja de río

Revisión de la Lista roja de los peces españoles.

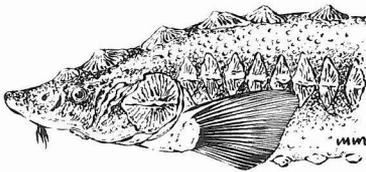
La recopilación de la información acerca de la distribución de las especies y el estado de conservación de las diferentes poblaciones ha servido como base para la revisión y actualización de la lista roja de los peces continentales españoles. Los criterios utilizados para el establecimiento de las nuevas categorías y subcategorías han sido los publicados por la UICN en 1995.

Estas nuevas categorías son las siguientes:

- Extinto (EX) • En peligro crítico (CR) • En peligro (EN) • Vulnerable (VU) • Menor riesgo (LR)
- Datos insuficientes (DD) • No evaluado (NE)



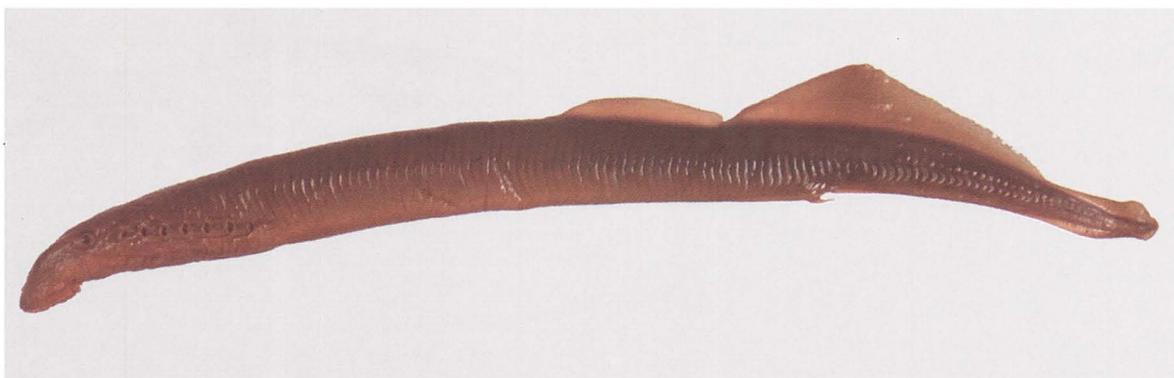
Atlas y Libro Rojo
de los Peces
Continental de España



ESPECIE
AUTÓCTONA

Lampetra fluviatilis Linnaeus, 1758. Lamprea de río

Vasco: Ibai lanproia. Portugués: Lampreia de rio.



MNCN

DESCRIPCIÓN

Es una lamprea de tamaño medio que puede alcanzar los 50 cm de longitud total y los 700 g de peso, habiéndose citado ejemplares de hasta 10 años de edad. El cuerpo es cilíndrico y alargado, con siete pares de orificios branquiales bien visibles y boca en forma de ventosa cubierta de escasos y pequeños dientes que utiliza para adherirse a otros peces. Se diferencia de otras lampreas por tener una fila de dientes odontoides en forma de herradura y las dos partes de la aleta dorsal claramente separadas.

TAXONOMÍA

Clase: Cephalaspidomorphi

Orden: Petromyzontiformes

Familia: Petromyzontidae

Sinonimias: *Petromyzon fluviatilis* Linnaeus, 1758. *Petromyzon branchialis* Linnaeus, 1758. *Petromyzon argenteus* Bloch, 1795. *Petromyzon pricka* Lacepède, 1798. *Petromyzon sanguisuga* Lacepède, 1800. *Petromyzon jurae* McCulloch, 1819. *Petromyzon macrops* Blainville, 1825. *Petromyzon argenteus* Nardo, 1847. *Ammocoetes communis* Gistel, 1848. *Petromyzon omalii* Beneden, 1857. *Lampetra ayresi* (non Günther, 1870). *Petromyzon fluviatilis major* Smitt, 1895. *Lampetra opisthodon* Gratzianow, 1907. *Lampetra fluviatilis typica* Berg, 1931. *Lampetra fluviatilis praecox* Berg, 1932. *Lampetra fluviatilis ladogensis* Ivanova-Berg, 1966.

BIOLOGÍA Y ECOLOGÍA

Es una especie migradora anádroma, que prefiere ríos con aguas claras y oxigenadas y fondos de arena o grava. Su alimentación está basada en sangre y tejidos de otros peces. Durante la fase invernal que pasan en los ríos no se alimenta.

Los juveniles viven en el mar donde comen y crecen hasta alcanzar al menos un año de edad. En otoño suben a los ríos donde realizan la freza, para ello excavan pequeños nidos donde depositan los huevos. Las larvas son filtradoras y viven semienterradas en la arena del río.

DISTRIBUCIÓN

España: antes de extinguirse vivía en la cuenca del Tajo. La última cita conocida en España es en

el río Guadarrama, Chozas de Canales, Toledo (Victor Jiménez) en el verano de 1974.

UE: está presente en Alemania, Bélgica, Dinamarca, Finlandia, Francia, Holanda, Irlanda, Gran Bretaña, Portugal y Suecia.

Mundo: desde el noroeste del mediterráneo a través del Atlántico hasta el mar Báltico.

FACTORES DE AMENAZA

Sobre la especie: la especie está extinguida en España por la construcción del embalse de Cedillo que impide que suba a aguas territoriales españolas.



MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

En la actualidad las medidas que se puedan indicar son poco realistas por la magnitud de los embalses de la cuenca del Tajo, pero pasan por la construcción de unos pasos adecuados para las mismas que deberían ser en forma de canales laterales que salvaran el desnivel de las presas existentes.

ACCIONES REALIZADAS PARA SU CONSERVACIÓN

Ninguna.

BIBLIOGRAFÍA

- Bird D. J. & I. C. Potter. 1979a. Metamorphosis in the paired species of lampreys, *Lampetra fluviatilis* (L.) and *Lampetra planeri* (Bloch). 2. Quantitative data for body proportions, weights, lengths and sex ratios. *Zoological Journal of the Linnean Society* 65(2): 145-160
- Bird D. J. & I. C. Potter. 1979b. Metamorphosis in the paired species of lampreys, *Lampetra fluviatilis* (L.) and *Lampetra planeri* (Bloch). 1. A description of the timing and stages. *Zoological Journal of the Linnean Society* 65(2) 1979: 127-143
- Hardisty M. W. 1986. Systematic part. *Lampetra fluviatilis* (Linnaeus, 1758). Holcik, J. [Ed.] *The freshwater fishes of Europe. Vol. 1, part 1. Petromyzontiformes*. AULA-Verlag, Wiesbaden, West Germany: 1-313. Chapter pagination: 249-278
- Heikkala R. M., Laukkanen A. T. & A. V. Mikkonen. 1984. Proximate composition of the river lamprey, *Lampetra fluviatilis*, during the spawning run. *Canadian Journal of Zoology* 62(11): 2272-2279
- Schreiber A. & E. Engelhorn. 1998. Population genetics of a cyclostome species pair, river lamprey (*Lampetra fluviatilis* L.) and brook lamprey (*Lampetra planeri* Bloch). *Journal of Zoological Systematics and Evolutionary Research* 36(1-2): 85-99
- Sjoberg K. 1980. Ecology of the European river lamprey (*Lampetra fluviatilis*) in northern Sweden. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37(11): 1974-1098
- Wunstel A., Weiss M. & H. Greven. 1999. Ground substrate and choice of spawning sites of the river lamprey *Lampetra fluviatilis* in an anthropogenously altered river in Northrhine Westphalia. *Verhandlungen der Gesellschaft fuer Ichthyologie (GFI) E V 1*: 225-240

ESTADO DE CONSERVACIÓN

Categoría mundial UICN. LR/nt (Bajo Riesgo-No Amenazada)

Categoría para España. RE (Extinto en el ámbito regional)

Justificación de los criterios. En España la presa de Cedillo impide que las lampreas de río suban por el río Tajo hacia aguas españolas.

Convenios internacionales. En el Anejo III del Convenio de Berna 82/72.

Directivas europeas. Anejos II y IV de la Directiva de Hábitat del 21 de mayo de 1992.

Libros rojos. Citada como "Extinguida?" en el Libro Rojo de los Vertebrados de España (1992).

ESPECIE
AUTÓCTONA

Lampetra planeri (Bloch, 1784). Lamprea de arroyo

Vasco: Erreka-lanproia. Portugués: Lampreia-pequena.



J. ÁLVAREZ

DESCRIPCIÓN

Especie de pequeño tamaño que no supera los 20 cm de longitud total. Ventosa bucal con placa preoral ancha y dentículos orales. Cuerpo anguiliforme, sin escamas, con dos aletas dorsales unidas entre sí. No posee miembros pares. La coloración es clara con tonos amarillentos. Larva ammocoetes filtradora carente de pigmentación en la región ventral.

TAXONOMÍA

Clase: Cephalaspidomorphi

Orden: Petromyzontiformes

Familia: Petromyzontidae

Sinonimias: *Petromyzon planeri* Bloch, 1784. *Petromyzon niger* Lacepède, 1802. *Petromyzon septoecil* Lacepède, 1802. *Petromyzon bicolor* Shaw, 1804. *Petromyzon plumbeus* Shaw, 1804. *Petromyzon caecus* Couch, 1823. *Petromyzon anomalum* De la Pylaie, 1835. *Petromyzon fluviatilis larvalis* Smitt, 1893-95. *Petromyzon fluviatilis minor* Smitt, 1895.

La puesta tiene lugar en España a finales de la primavera, desde mediados de abril hasta finales de mayo. Los ejemplares adultos viven sólo durante este corto período de tiempo y no se alimentan. No existe fase parásita.

DISTRIBUCIÓN

España: en España sólo se conoce una población en el río Olabidea (Navarra), un río cuyas aguas van a la cuenca del río Adour en Francia.

UE: Alemania, Bélgica, Dinamarca, Finlandia, Francia, Italia, Holanda, Portugal, Suecia, y Gran Bretaña.

BIOLOGÍA Y ECOLOGÍA

Sólo una población en España en claro declive.

Estrictamente fluvial. En España ocupa un pequeño río cuyo cauce se encuentra a una altitud media, donde cohabita con la trucha común. La estructura del lecho del río es de primordial importancia para esta especie ya que permanece la mayor parte del tiempo en el sedimento. Los hábitats más apropiados son pequeños ríos con moderadas fluctuaciones en cuanto a profundidad y corriente.

ESTADO DE CONSERVACIÓN

Categoría mundial UICN. LR/nt. (Bajo Riesgo-No Amenazada)

Categoría para España. CR B1+2ce (En Peligro Crítico)

Justificación de los criterios

En España vive una sola población localizada en el río Olabidea con un área de presencia y ocupación menor de 10 km². Las obras realizadas en este cauce y los vertidos han hecho disminuir el área de reproducción de la especie y el número de individuos maduros. Al ser una especie sedentaria no es esperable migraciones de individuos desde otras zonas de su distribución actual, por lo que no debe modificarse su categoría desde el punto de vista regional.

Convenios internacionales. En el Anejo III del Convenio de Berna 82/72.

Directivas europeas. Anejo II de la Directiva de Hábitat del 21 de mayo de 1992.

Libros rojos. Citada como "Rara" en el Libro Rojo de los Vertebrados de España.



Mundo: se distribuye por la mayor parte de Europa desde Suecia hasta el norte de España. Existen citas en Portugal que necesitan confirmación.

FACTORES DE AMENAZA

Sobre el hábitat: la canalización de su hábitat ha destruido parte de sus frezaderos naturales. La contaminación agrícola y urbana del río Olabidea es otra de las amenazas. Debería figurar como «En Peligro de extinción» en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas, Real Decreto 439/90.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

Se debe declarar el tramo alto del río Olabidea espacio protegido. Depurar los vertidos agrícolas y urbanos, así como restaurar el lecho del río Olabidea.

ACCIONES REALIZADAS PARA SU CONSERVACIÓN

Ninguna.

BIBLIOGRAFÍA

- Almaça C. & P. A. Cortes. 1991. On the European brook lamprey, *Lampetra planeri* (Bloch, 1784) (Petromyzontidae), in Portugal. *Cybium* 15(3): 189-192
- Álvarez J. & I. Doadrio. 1986. Sobre la presencia de *Lampetra planeri* Bloch, 1784 en España. *Doñana Acta Vertebrata* 13: 158-160
- Bird D. J. & I. C. Potter. 1979a. Metamorphosis in the paired species of lampreys, *Lampetra fluviatilis* (L.) and *Lampetra planeri* (Bloch). 2. Quantitative data for body proportions, weights, lengths and sex ratios. *Zoological Journal of the Linnean Society* 65(2): 145-160
- Bird D. J. & I. C. Potter. 1979b. Metamorphosis in the paired species of lampreys, *Lampetra fluviatilis* (L.) and *Lampetra planeri* (Bloch). 1. A description of the timing and stages. *Zoological Journal of the Linnean Society* 65(2): 127-143
- Ferrara F. F., Merante A., Quattrocchi L. & G. Gibertini. 1995. Biología reproductiva in *Lampetra planeri* Bloch. *Biologia Oggi* 9(2): 75-82
- Hardisty M. W. 1986. *Systematic part. Lampetra planeri* (Bloch, 1784). Holcik, J. [Ed.] *The freshwater fishes of Europe. Vol. 1, part 1. Petromyzontiformes*. AULA-Verlag, Wiesbaden, West Germany. 1986: 1-313. Chapter pagination: 279-304
- Malmqvist B. 1980. The spawning migration of the brook lamprey, *Lampetra planeri* Bloch, in a south Swedish stream. *Journal of Fish Biology* 16(1): 105-114
- Malmqvist B. 1983. Breeding behaviour of brook lampreys *Lampetra planeri*: experiments on mate choice. *Oikos* 41(1): 43-48
- Malmqvist B. 1983. Growth, dynamics and distribution of a population of the brook lamprey *Lampetra planeri* in a south Swedish stream. *Holarctic Ecology* 6(4): 404-412
- Sokolov L. I., Tsepkin E. A. & Y. P. Barabanova. 1992. Reproductive ecology [sic] of the brook lamprey, *Lampetra planeri* (Petromyzontidae). *Voprosy Iekhtologii* 32(2): 181-186



J. ÁLVAREZ

ESPECIE
AUTÓCTONA***Petromyzon marinus* Linnaeus, 1758. Lamprea marina**

Catalán: Lampresa de mar. Gallego: Lamprea. Vasco: Itsas-lanproia. Portugués: Lampreia.



I. DOADRO

DESCRIPCIÓN

El tamaño de esta especie migradora, puede ser superior a 50 cm de longitud total, alcanzando más de un metro en la madurez, con pesos de dos a tres kg. Ventosa bucal con placa preoral pequeña y boca con odontoides agudos. Cuerpo cilíndrico, de color gris, gris-verdoso o pardo. Carece de aletas pares. A los lados del cuerpo tiene siete pares de orificios branquiales visibles y un orificio nasal impar. Dos aletas dorsales. Posee una fase larvaria ciega (larva ammocoetes), pero a diferencia de la lamprea de arroyo, la larva tiene la región ventral pigmentada.

TAXONOMÍA**Clase:** Cephalaspidomorphi**Orden:** Petromyzontiformes**Familia:** Petromyzontidae

Sinonimias: *Petromyzon ruber* Lacepède, 1800. *Petromyzon lampetra* Pallas, 1814. *Petromyzon maximus* Cuvier, 1816. *Petromyzon americanus* Lesueur, 1818. *Ammocoetes bicolor* Lesueur, 1818. *Petromyzon nigricans* Lesueur, 1818. *Petromyzon adriaticus* Nardo, 1847. *Petromyzon maculosus* Gronow, 1854. *Lampetra marina* Malm, 1863. *Petromyzon bairdii* Gill, 1883. *Batymyzon bairdii* (Gill, 1883). *Petromyzon marinus dorsatus* Wilder, 1883. *Petromyzon concolor* Wright, 1892. *Oceanomyzon wilsoni* Fowler, 1908. *Petromyzon marinus unicolor* Gage, 1928.

BIOLOGÍA Y ECOLOGÍA

Las poblaciones se encuentran en un acusado declive en toda la Península.

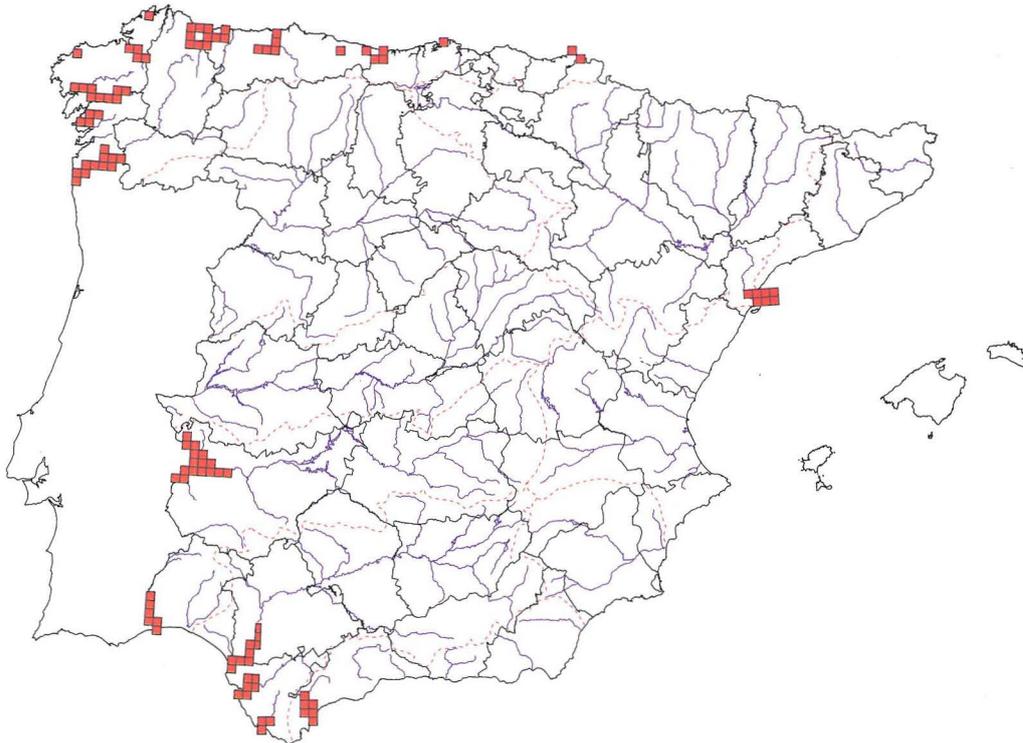
Especie migradora que nace en los ríos, donde transcurre su vida larvaria hasta adquirir la forma adulta. Los adultos viven en el mar de 20 a 30 meses. La migración río arriba comienza en febrero y dura hasta mayo. En el mar viven a profundidades de 200 a 300 m, con alimentación hematófaga, parasitando principalmente a peces. Al cabo de uno o dos años alcanzan la madurez sexual regresando a los ríos para completar la reproducción.

La reproducción tiene lugar entre abril y junio. El número de huevos es de 150.000 a 300.000. La larva vive enterrada en fondos de arena o grava, con alimentación filtradora (algas, diatomeas, etc.), permaneciendo entre cuatro y cinco años en los ríos hasta que regresa al mar.

DISTRIBUCIÓN

España: en España se distribuye por la cornisa cantábrica (aunque falta en la mayor parte de los ríos del País Vasco y Cantabria), Galicia, estuario del Guadalquivir, estuario del Guadiaro, Guadalete, Barbate, Guadiana y afluentes y delta del Ebro.

UE: se ha citado en Alemania, Bélgica, Dinamarca, Finlandia, Francia, Grecia, Irlanda, Italia, Holanda, Portugal, Suecia y Gran Bretaña.



Mundo: en las costas europeas, desde Escandinavia, en dirección noreste hasta el Mar Blanco, y hacia el sur por todo el Mediterráneo hasta el Adriático.

FACTORES DE AMENAZA

Sobre la especie: la principal amenaza es la sobrepesca, especialmente en Galicia.

Sobre el hábitat: la contaminación de los estuarios, la construcción de presas y extracción de gravas y canalizaciones han producido la desaparición de la especie en la mayor parte de los ríos.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

La lamprea marina sólo debería ser pescada de forma muy controlada en la cuenca del Miño. La depuración de las aguas residuales y la creación de pasos en las presas, adecuados para la especie, son las principales medidas de conservación aplicables.

ESTADO DE CONSERVACIÓN

Categoría mundial UICN. No catalogada

Categoría para España. VU B1+2abcd (Vulnerable)

Justificación de los criterios. En la actualidad la lamprea marina tiene un área de ocupación menor de 2.000 km². Está prácticamente extinguida en el sur de España y en el norte ha sufrido un fuerte declive debido a la construcción de embalses, azudes, etc. Puede existir una inmigración de individuos procedentes de otras áreas de Europa, pero esta inmigración cada vez es menor debido, a que los mismos problemas que causan el declive de las poblaciones españolas afectan a las europeas. La población española no puede ser identificada como un sumidero. Por todo ello no cabe una modificación a nivel regional.

Legislación nacional. Declarada especie de pesca en el Real Decreto 1095/89, por el que se declaran las especies objeto de caza y pesca. Figura como especie comercializable en el Real Decreto 1118/89 por el que se determinan las especies objeto de caza y pesca comercializables. Catalogadas las poblaciones del Guadalquivir, sur de España y Ebro. "En peligro de extinción".

Legislación autonómica. Catalogada como "En Peligro de Extinción" en el Anejo I del Catálogo regional de especies amenazadas de Extremadura, ley 8/1998 de 26 de junio. Catalogada como D en el Anejo II de las especies protegidas de fauna salvaje autóctona, ampliación de 1994 de la ley 3/88 de protección de animales de Cataluña. Catalogada de "interés especial" en el registro de la fauna silvestre de vertebrados de Navarra, Orden Foral 0209/1995, de 13 de febrero. Catalogada como "Vulnerable" en el Catálogo regional de especies amenazadas de la fauna vertebrada del Principado de Asturias, Decreto 32/90 de 8 de marzo.

Convenios internacionales. En el Anejo III del Convenio de Berna 82/72.

Directivas europeas. Anejo II de la Directiva de Hábitat del 21 de mayo de 1992.

Libros rojos. Citada como "Vulnerable" en el Libro Rojo de los Vertebrados de España (1992).

ACCIONES REALIZADAS PARA SU CONSERVACIÓN

Ninguna.

BIBLIOGRAFÍA

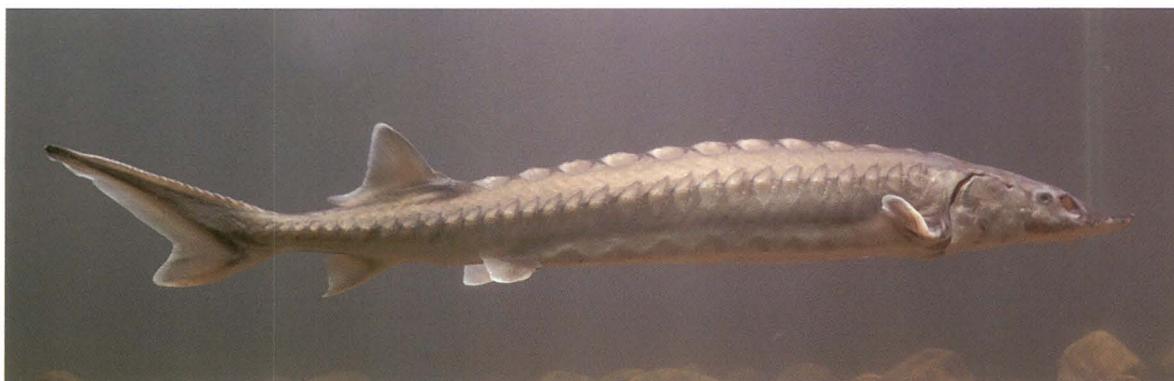
- Afonso A. & P. Vaz-Pires. 1992. A pesca da lampreia (*Petromyzon marinus*) no estuario do rio Lima. *Instituto Nacional de Investigacao das Pescas Publicacoes Avulsas* 17: 179-197
- Americo Sousa J. 1992. Fase larvar e metamorfose da população de lampreia (*Petromyzon marinus* L.) do rio Lima. *Instituto Nacional de Investigacao das Pescas Publicacoes Avulsas* 17: 199-227
- Beamish F. W. H. 1980. Biology of the North American anadromous sea lamprey *Petromyzon marinus*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37(11): 1924-1943
- Beamish F. W. H. 1979. Migration and spawning energetics of the anadromous sea lamprey, *Petromyzon marinus*. *Environmental Biology of Fishes* 4(1): 3-7
- Beamish F. W. H., Potter I. C. & E. Thomas. 1979. Proximate composition of the adult anadromous sea lamprey, *Petromyzon marinus*, in relation to feeding, migration and reproduction. *Journal of Animal Ecology* 48(1): 1-19
- Bird D. J., Potter I. C., Hardisty M. W. & B. I. Baker. 1994. Morphology, body size and behaviour of recently-metamorphosed sea lampreys, *Petromyzon marinus*, from the lower River Severn, and their relevance to the onset of parasitic feeding. *Journal of Fish Biology* 44(1): 67-74
- Halliday R. G. 1991. Marine distribution of the sea lamprey (*Petromyzon marinus*) in the northwest Atlantic. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 48(5): 832-842
- Potter I. C., Wright G. M. & J. H. Youson. 1978. Metamorphosis in the anadromous sea lamprey, *Petromyzon marinus* L. *Canadian Journal of Zoology* 56(4): 561-570
- Purvis H. A. 1980. Effects of temperature on metamorphosis and the age and length at metamorphosis in sea lamprey (*Petromyzon marinus*) in the Great Lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37(11): 1827-1834
- Young R. J., Christie G. C., McDonald R. B., Cuddy D. W., Morse T. J. & N. R. Payne. 1996. Effects of habitat change in the St. Marys River and Northern Lake Huron on sea lamprey (*Petromyzon marinus*) populations. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 53: 99-104
- Youson J. H., Lee J. & I. C. Potter. 1979. The distribution of fat in larval, metamorphosing, and young adult anadromous sea lampreys, *Petromyzon marinus* L. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 57(1): 237-246
- Youson J. H. & I. C. Potter. 1979. A description of the stages in the metamorphosis of the anadromous sea lamprey, *Petromyzon marinus* L. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 57(9): 1808-1817

***Acipenser sturio* Linnaeus, 1758. Esturión, Sollo.**

Catalán: Esturió. Vasco: Gaizkata. Portugués: Esturjao.

ESPECIE
AUTÓCTONA

A. BORDES



DESCRIPCIÓN

Es una especie de gran talla que puede alcanzar los 3,5 m de longitud total y 300 kg pudiendo vivir hasta un centenar de años. El cuerpo es alargado de sección pentagonal y con una aleta caudal heterocerca. No presenta escamas y el cuerpo está cubierto con pequeños dentículos y cinco filas de placas óseas (10 a 15 placas dorsales, 29 a 38 placas laterales y 10 a 12 placas ventrales). Presenta cuatro barbillas y un hocico muy prominente. El dorso es marrón o gris oscuro más pálido sobre los costados y el vientre blanco.

BIOLOGÍA Y ECOLOGÍA

Las únicas poblaciones abundantes se encuentran en Francia, cuencas del Gironde, Garona y Dordoña y Georgia en la cuenca del Rioni (Mar Negro). En Francia sólo se estima una población constituida por unos pocos miles de individuos.

Especie anádroma que pasa la mayor parte de su vida en el mar pero se reproduce en las aguas dulces. El esturión vive en el fondo a unas profundidades de 5 a 60 metros. Se alimenta principalmente de invertebrados incluyendo pequeños crustáceos, gusanos y moluscos. Los juveniles migran hacia las desembocaduras de los ríos a los cuatro o cinco meses, después del nacimiento, y permanecen en los estuarios más de un año.

La reproducción se realiza desde mayo a finales de junio. Los machos maduran sexualmente a los 8-12 años y las hembras a los 13-16 años. Los individuos adultos no se alimentan durante la época de reproducción. El número de huevos suele oscilar entre 300.000 y 2 millones. El desarrollo de los huevos dura alrededor de un mes a 17°C de temperatura.

DISTRIBUCIÓN

España: en España hay citas en diversos cursos fluviales como en el Urumea, Miño, Duero, Guadiana, Guadalquivir, Júcar, Turia y Ebro. Pero en los últimos años sólo se ha localizado en las cuencas de los ríos Duero, Guadiana y Guadalquivir.

UE: se encuentran actualmente en Francia, Alemania y ocasionalmente en Portugal.

Mundo: se distribuye en las cuencas de los ríos Gironde, Garona y Dordoña en Francia y en la cuenca del Rioni en Georgia.

TAXONOMÍA

Clase: Actinopterygii

Orden: Acipenseriformes

Familia: Acipenseridae

Sinonimias: *Arcipenser sturio* Linnaeus, 1758. *Accipenser sturio* Linnaeus, 1758. *Sturio accipenser* Ström, 1784. *Acipenser lichtensteini* Bloch, 1801. *Acipenser attilus* Rafinesque, 1820. *Acipenser latirostris* Parnell, 1838. *Acipenser attilus* Gray, 1851. *Acipenser hospitus* Krøyer, 1852. *Acipenser thompsonii* Ball, 1856. *Acipenser sturioides* Malm, 1861. *Acipenser yarellii* Duméril, 1867. *Acipenser ducissae* Duméril, 1870. *Acipenser fitzingeri* Duméril, 1870. *Acipenser nebelae* Duméril, 1870. *Acipenser podapos* Duméril, 1870. *Acipenser valenciennii* Duméril, 1870. *Acipenser europaeus* Brusina, 1902. *Sturio vulgaris* Brusina, 1902.



FACTORES DE AMENAZA

Sobre la especie: la principal amenaza es la pesca de individuos, que se realiza de una forma accidental ya que por su escasez no existen pesquerías sobre la especie.

Sobre el hábitat: las principales causas del declive han sido la regulación de los cauces, la disminución de los caudales, la construcción de presas, la contaminación y la extracción de áridos en las zonas de frezaderos. La construcción de la presa de Alcalá del Río aguas arriba de Sevilla en 1930 impidió el paso de los esturiones a gran parte de sus frezaderos habituales.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

Deben contemplar la depuración de los vertidos en la cuenca del Guadalquivir y la restauración de frezaderos; así como la eliminación de la barrera que supone la presa de Alcalá del Río. Es necesario construir un paso que permita la subida del esturión o cambiar la presa de ubicación. Debe plantearse un proyecto de recuperación del hábitat que incluya la reproducción artificial y reintroducción de la especie.

ESTADO DE CONSERVACIÓN

Categoría mundial UICN. CR A2d (En Peligro Crítico)

Categoría para España. CR A2d (En Peligro Crítico)

Justificación de los criterios. Ausencias de capturas durante los últimos años.

Legislación nacional. Figura como "En Peligro de Extinción" en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas, Real Decreto 439/90.

Legislación autonómica. Catalogada como "D" en el Anejo II de las especies protegidas de fauna salvaje autóctona, ley 3/88 de protección de animales de Cataluña.

Convenios internacionales. En el Anejo II del Convenio de Berna 82/72. Figura en el Reglamento CITES (3626/82/CE) y su ampliación Reglamento (3646/83/CE) como especie "I".

Directivas europeas. Anejos II y IV de la Directiva de Hábitat del 21 de mayo de 1992.

Libros rojos. Citada como "En Peligro" en el Libro Rojo de los Vertebrados de España (1992).

ACCIONES REALIZADAS PARA SU CONSERVACIÓN

Se han realizado programas de recuperación en Francia. Estos programas incluyen la prohibición estricta de su pesca, transporte y comercialización, protección de las zonas de frezaderos, campañas de educación ambiental y reproducción artificial.

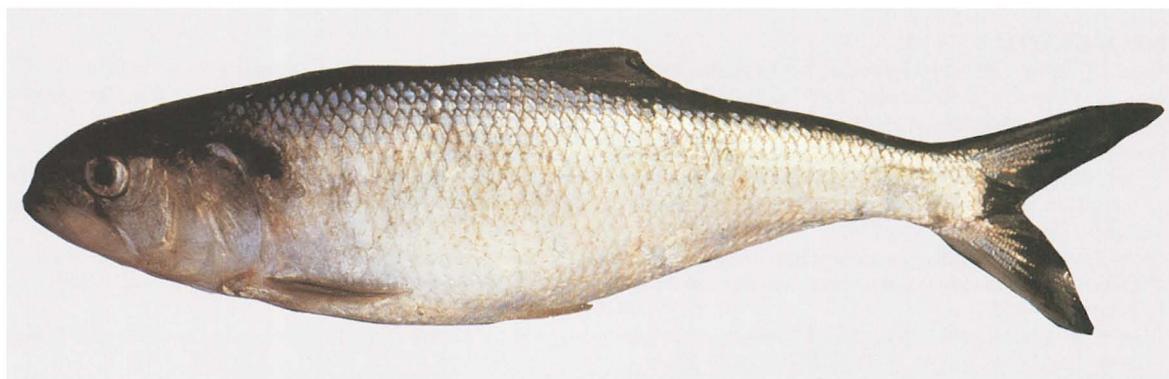
BIBLIOGRAFÍA

- Almaça C. 1988. On the sturgeon, *Acipenser sturio*, in the Portuguese rivers and sea. *Folia Zoologica* 37(2): 183-191
- Birstein V., Betts J. & R. DeSalle. 1998. Molecular identification of *Acipenser sturio* specimens: a warning note for recovery plans. *Biological Conservation* 84 (1): 97-101
- Castelnaud G., Rochard E., Jatteau P. & M. Lepage. 1991. *Data on the biology of Acipenser sturio in the Gironde estuary*. Williot, P. [Ed.]. *Acipenser: actes du premier colloque international sur l'esturgeon, Bordeaux 3-6 octobre 1989*. [Acipenser: records of the first international colloquium on sturgeons, Bordeaux 3-6 October 1989.] CEMAGREF: 1-519. Chapter pagination: 251-275
- Debus L. 1996. The decline of the European sturgeon *Acipenser sturio* in the Baltic and North Sea. Kirchhofer, A. & Hefli, D. [Eds]. *Conservation of endangered freshwater fish in Europe*. Birkhauser Verlag, Basel, Boston & Berlin., 1-341. Chapter pagination: 147-156
- Elvira B. & A. Almodóvar. 1993. Notice about the survival of sturgeon (*Acipenser sturio* L., 1758) in the Guadalquivir Estuary (S.W. Spain). *Archiv für Hydrobiologie* 129(2): 253-255
- Elvira B., Almodóvar A. & J. Lobón-Cervia. 1991. Recorded distribution of sturgeon (*Acipenser sturio* L., 1758) in the Iberian Peninsula and actual status in Spanish waters. *Archiv für Hydrobiologie* 121(2) 1991: 253-258
- Elvira B., Almodóvar A. & J. Lobón-Cervia. 1991. Sturgeon (*Acipenser sturio* L., 1758) in Spain. *The population of the river Guadalquivir: a case history and a claim for a restoration programme*. Williot, P. [Ed.]. *Acipenser: actes du premier colloque international sur l'esturgeon, Bordeaux 3-6 octobre 1989*. [Acipenser: records of the first international colloquium on sturgeons, Bordeaux 3-6 October 1989.] CEMAGREF, Bordeaux.: 1-519. Chapter pagination: 337-347
- Lepage M., Rochard E. & G. Castelnaud. 1998. European sturgeon (*Acipenser sturio*) restoration and gravel extraction in Gironde. Ifremer (Institut Français de Recherche pour l'exploitation de la Mer) *Actes de Colloques* 22: 226-23.
- Ninua N. S. 1975. The characteristics of the spawning population of *Acipenser sturio* and some questions of the biology of its young. *Vestnik Gosudarstvennogo Muzeya Gruzñ* 28A 1975: 337-367
- Lepage M. & E. Rochard. 1995. Threatened fishes of the world: *Acipenser sturio* Linnaeus, 1758 (Acipenseridae). *Environmental Biology of Fishes*. 43(1): 28
- Rochard E., Lepage M. & L. Meauze. 1997. Identification and characterisation of the marine distribution of the European sturgeon *Acipenser sturio*. *Aquatic Living Resources* 10(2), 1997: 101-109

ESPECIE
AUTÓCTONA

Alosa alosa (Linnaeus, 1758). Sábalo

Catalán: Guerxa. Gallego: Sábalo. Vasco: Kodaka. Portugués: Sável.



MNHN

DESCRIPCIÓN

Especie de talla media que puede alcanzar los 83 cm de longitud total y 4 kg de peso. Su cuerpo es esbelto y fusiforme, comprimido lateralmente. Los ojos presentan párpados adiposos. Branquias numerosas (85 a 130) y más largas que los filamentos branquiales. Presentan una mancha postopercular. Escamas cicloideas grandes muy características. Línea lateral ausente. La línea media ventral forma una quilla más o menos patente.

TAXONOMÍA

Clase: Actinopterygii

Orden: Clupeiformes

Familia: Clupeidae

Sinonimias: *Alosa communis* Yarell, 1836. *Alausa vulgaris* Valenciennes, 1847. *Alosa rusa* Mauduyt, 1848. *Alosa cuvierii* Malm, 1877. *Alosa cuvieri* Malm, 1877.

BIOLOGÍA Y ECOLOGÍA

Especie migradora anádroma, aunque se conoce el caso de poblaciones aisladas en ríos adaptándose a una vida exclusivamente fluvial. Las poblaciones, que son objeto de una intensa pesca, presentan un declive muy acentuado en España debido al gran número de presas existentes en las desembocaduras de los ríos y que impiden la migración de la especie a sus lugares de desove.

Entra en los ríos para realizar la reproducción pero no remonta hacia pequeños afluentes. Se encuentra en ríos de corriente lenta. La alimentación está basada preferentemente en crustáceos planctónicos. Durante la migración río arriba no se alimenta.

La puesta es nocturna y tiene lugar en agua dulce, de mayo a junio, en zonas poco profundas con fondos arenosos y pedregosos. Los reproductores se agrupan al anochecer, nadando en círculos y golpeando la superficie del agua con su aleta caudal. A los cuatro ó seis años (con tamaños de 30 a 70 cm y pesos de hasta 3,5 kg), los sábalos entran en los ríos para reproducirse y una vez realizada la freza o bien mueren, o bien regresan al mar, pudiendo repetir el ciclo al año siguiente.

DISTRIBUCIÓN

España: en España es más frecuente en las costas cantábrica y atlántica que en la mediterránea.

UE: está presente en Alemania, Bélgica, Dinamarca, Finlandia, Francia, Gran Bretaña, Holanda, Italia, Irlanda, Portugal y Suecia. En el río Zézere (Portugal) existe una población aislada por la construcción de un embalse (Castelo de Bode), donde parece ser capaz de adaptarse al agua dulce sin ir al mar para completar el ciclo reproductivo.

Mundo: se distribuye desde Noruega y a lo largo de todo el litoral atlántico hasta las costas del mar Mediterráneo.



FACTORES DE AMENAZA

Sobre la especie: la sobrepesca ha sido uno de los factores que ha desencadenado el declive de la especie.

Sobre el hábitat: en España se encuentra amenazada principalmente por la construcción de presas que impiden que remonte hacia sus frezaderos naturales. La contaminación de los estuarios es otra de las causas que han dado lugar a la disminución de las poblaciones.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

La principal medida de conservación es favorecer el paso migratorio de la especie mediante la construcción de ascensores en las grandes presas y eliminación de los pequeños obstáculos. La depuración de los vertidos y la prohibición efectiva de su pesca en España son factores que deben contribuir a la recuperación de la especie. Debería figurar como «Vulnerable» en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas, Real Decreto 439/90.

ACCIONES REALIZADAS PARA SU CONSERVACIÓN

En España no se han realizado medidas para la conservación de la especie pero sí en otros países europeos donde la construcción de ascensores parece haber paliado el impacto de las presas.

BIBLIOGRAFÍA

- Alexandrino P.J., Sousa C., Pereira A. & N. Ferrand. 1993. Genetic polymorphism of adenine deaminase (ADA; E.C. 3.5.4.4.) in allis shad, *Alosa alosa* and twaite shad, *Alosa fallax*. *Journal of Fish Biology* 43(6): 951-953
- Alexandrino P. J., Ferrand N. & J. Rocha. 1996. Genetic polymorphism of ahaemoglobin chain and adenosine deamina-

ESTADO DE CONSERVACIÓN

Categoría mundial UICN. No catalogada

Categoría para España. VU 2cd (Vulnerable)

Justificación de los criterios. La gran cantidad de presas realizadas o proyectadas que no tienen pasos adecuados para esta especie impide que remonte los ríos para completar su ciclo reproductor. Así mismo, la mala calidad de los tramos bajos de los ríos unido a que es una especie sometida a explotación pesquera, nos hacen estimar que al menos se reducirá su población española en un 20%. La población mundial también sufre una acentuada regresión por lo que no es aplicable el subir de categoría a esta especie. La población española no es un sumidero.

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

Legislación autonómica. Catalogada como «Vulnerable» en el Catálogo vasco de especies amenazadas de la fauna y flora silvestre y marina Decreto 167/1996, de 9 de julio.

Convenios internacionales. En el Anejo III del Convenio de Berna 82/72.

Directivas europeas. Anejos II y V de la Directiva de Hábitat del 21 de mayo de 1992.

Libros rojos. Citada como «Vulnerable» en el Libro Rojo de los Vertebrados de España (1992).

- se in European shads: evidence for the existence of two distinct genetic entities with natural hybridization. *Journal of Fish Biology*. 48: 447-456
- Boisneau P., Mennesson C. & J. L. Bagliniere. 1985. Observations sur l'activité de migration de la grande alose *Alosa alosa* L. en Loire (France). *Hydrobiologia* 128(3): 277-284
- Boisneau P., Mennesson-Boisneau C. & J. L. Bagliniere. 1990. Description d'une frayère et comportement de reproduction de la grande alose (*Alosa alosa* L.) dans le cours supérieur de la Loire. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*. 316: 15-23
- Labat R., Cassou Leins F. & J. J. Cassou-Leins. 1984. Problèmes posés par les poissons migrateurs dans le bassin de la Garonne: cas de l'alose (*Alosa alosa*). *Bulletin de la Société D'Histoire Naturelle de Toulouse* 119: 99-102
- Sabatie M. R., Alexandrino P. & J. L. Bagliniere. 1996. Comparison of biological characteristics of Allis shad (*Alosa alosa*) in wani Sebou (north-east Atlantic coast of Morocco) and in Lima river (Portugal). *Cybium* 20(3)(supplement): 59-73
- Serventi M., Vitali R. & G. Gandolfi. 1991. Biologia e biometria dei riproduttori di alosa, *Alosa fallax* (Lacepede), in migrazione nel Delta del Po. *Rivista di Idrobiologia* 29(1): 469-475
- Travade F., Larinier M., Trivellato D. & J. Dartigeulougue. 1992. Conception d'un ascenseur à poissons adapté à l'alose (*Alosa alosa*) sur un grand cours d'eau: l'ascenseur de Golfech sur la Garonne. *Hydroecologie Appliquée* 4(1): 91-119

***Alosa fallax* (Lacépède, 1803). Saboga**

Catalán: Saboga. Gallego: Savela. Vasco: Astuna. Portugués: Savelha.

D. GARCÍA

**DESCRIPCIÓN**

Alcanza tallas de 25 a 40 cm, pudiendo llegar hasta 55 cm, con pesos de hasta 2 kg. Cuerpo aplanado lateralmente, más pequeño que el sábalo, aunque más robusto. En la parte lateral superior del cuerpo presenta manchas negras (de 5 a 10) que disminuyen de tamaño a lo largo del cuerpo. Las branquispinas son cortas y su número varía de 30 a 60. Se han reconocido algunas subespecies por el número de branquiespinas.

BIOLOGÍA Y ECOLOGÍA

Especie migradora anádroma. Las poblaciones han sufrido un declive muy importante debido a la construcción de presas que les impide alcanzar las zonas de desove.

Especie eminentemente marina, en España penetra en los ríos pero permanece cerca de las desembocaduras. Aunque su alimentación está poco estudiada, se asume que es planctónica.

Su entrada en los ríos se produce hacia el mes de abril y frezan entre mayo y junio, poniendo los huevos durante la noche sobre substrato de arena o grava. Tanto adultos como juveniles se van pronto al mar.

DISTRIBUCIÓN

España: su presencia es más frecuente en las costas mediterráneas, adentrándose poco en los grandes ríos. En España parece ser frecuente en el delta del Ebro aunque también se ha registrado su presencia en el Miño, Ulla, Umia, Fluvíá, Guadiana y Guadalquivir.

UE: se encuentra en Alemania, Bélgica, Dinamarca, Francia, Finlandia, Gran Bretaña, Grecia, Holanda, Irlanda, Italia, Portugal y Suecia.

Mundo: a lo largo de las costas atlánticas desde el norte de Marruecos y el mar Báltico hasta el golfo de Finlandia y en todo el mar Mediterráneo incluido el mar Negro.

FACTORES DE AMENAZA

Sobre la especie: la sobrepesca ha sido uno de los factores que han desencadenado el declive de la especie.

Sobre el hábitat: en España se encuentra amenazada principalmente por la construcción de presas que impiden que alcance sus frezaderos naturales. La contaminación de las partes bajas de los ríos también ha supuesto una importante amenaza para la especie.

TAXONOMÍA

Clase: Actinopterygii

Orden: Clupeiformes

Familia: Clupeidae

Sinonimias: *Alosa ficta* Duhamel du Monceau, 1772. *Clupea fallax* Lacépède, 1803. *Clupea rufa* Lacépède, 1803. *Clupea nilotica* Geoffroy St. Hilaire, 1808. *Alosa finta* (Cuvier, 1829). *Clupea finta* Cuvier, 1829. *Clupea alosa elongata* De la Pylaie, 1835. *Clupea sardinella* Vallot, 1837. *Alosa minor* Bonaparte, 1846. *Alosa africana* Regan, 1916. *Alosa fallax algeriensis* Regan, 1916. *Alosa finta algeriensis* Regan, 1916. *Alosa finta killarnensis* Regan, 1916. *Alosa fallax rhodanensis* Roule, 1924. *Alosa finta rhodanensis* Roule, 1924. *Alosa fallax bolivari* Lozano y Rey, 1929.



MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

La principal medida de conservación es favorecer el paso migratorio de la especie mediante la construcción de ascensores en las grandes presas y eliminación de los pequeños obstáculos. La depuración de los vertidos y la prohibición efectiva de su pesca en España son factores que deben contribuir a la recuperación de la especie. Debería figurar como «Vulnerable» en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas, Real Decreto 439/90.

ESTADO DE CONSERVACIÓN

Categoría mundial UICN. No catalogada

Categoría UICN propuesta para España. VU 2cd (Vulnerable)

Justificación de los criterios. Se estima que la población española se reducirá en un 20% debido a la gran cantidad de presas realizadas o proyectadas que no tienen pasos adecuados para que remonte los ríos; así como a la contaminación que sufren los estuarios y a la explotación. La población mundial también sufre una acentuada regresión por lo que no es aplicable el subir de categoría a esta especie. La población española no es un sumidero.

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

Legislación autonómica. Catalogada como «Sensible a la alteración de su hábitat» en el Anejo I del Catálogo regional de especies amenazadas de Extremadura, ley 8/1998 de 26 de junio.

Convenios internacionales. En el Anejo III del Convenio de Berna 82/72.

Directivas europeas. Anejos II y V de la Directiva de Hábitat del 21 de mayo de 1992.

Libros rojos. Citada como «Vulnerable» en el Libro Rojo de los Vertebrados de España.

ACCIONES REALIZADAS PARA SU CONSERVACIÓN

En España no se han realizado medidas para la conservación de la especie pero sí en otros países europeos donde la construcción de ascensores parece haber paliado el impacto de las presas.

BIBLIOGRAFÍA

- Alexandrino P. J., Sousa C., Pereira A. & N. Ferrand. 1993. Genetic polymorphism of adenine deaminase (ADA; E.C. 3.5.4.4.) in allis shad, *Alosa alosa* and twaite shad, *Alosa fallax*. *Journal of Fish Biology* 43(6): 951-953
- Aprahamian M. W. 1989. The diet of juvenile and adult twaite shad *Alosa fallax fallax* (Lacepede) from the Rivers Severn and Wye (Britain). *Hydrobiologia* 179(2) 1989: 173-182
- Assis C. A., Almeida P. R., Moreira F., Costa J. L. & M. J. Costa. 1992. Diet of the twaite shad *Alosa fallax* (Lacepede) (Clupeidae) in the River Tagus estuary, Portugal. *Journal of Fish Biology* 41(6): 1049-1050
- Claridge P. N. & D. C. Gardner. 1978. Growth and movements of the twaite shad, *Alosa fallax* (Lacepede), in the Severn Estuary. *Journal of Fish Biology* 12(3): 203-211
- Da Costa Eiras J. 1980. *Alosa fallax* from north and south of Portugal: study of its numerical characters. *Anais da Faculdade de Ciências Universidade do Porto* 62(1-4): 19-27
- Moreira F., Assis C. A., Almeida P. R., Costa J. L. & M. J. Costa. 1992. Trophic relationships in the community of the Upper Tagus Estuary Portugal: a preliminary approach. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 34:617-623

Anguilla anguilla (Linnaeus, 1758). Anguila

Catalán: Anguila. Gallego: Anguila. Vasco: Ibai aingira. Portugués: Enguia.



I. DOADRIO

DESCRIPCIÓN

Es una especie de tamaño medio que puede alcanzar 1,5 m de longitud total y 6 kg de peso. Las anguilas se caracterizan externamente por la forma de su cuerpo, muy alargado y cilíndrico, a excepción de la parte posterior que está comprimida lateralmente. No presentan aletas pelvianas, sin embargo las pectorales están bien desarrolladas. Las aletas dorsal, caudal y anal forman una sola aleta continua que se inicia cerca de la cabeza. Piel recubierta de mucosa con pequeñas escamas alargadas hendidas en la piel. Coloración variable, ya que el dorso puede ofrecer tonalidades negras, verdosas o amarillentas, mientras que la zona ventral es blanquecina o amarillenta. Según se acerca la fase madura toma unas tonalidades plateadas. Presentan una mandíbula inferior prominente con respecto a la superior. Ambas mandíbulas, así como el vómer, están provistos de dientes finos. Poseen

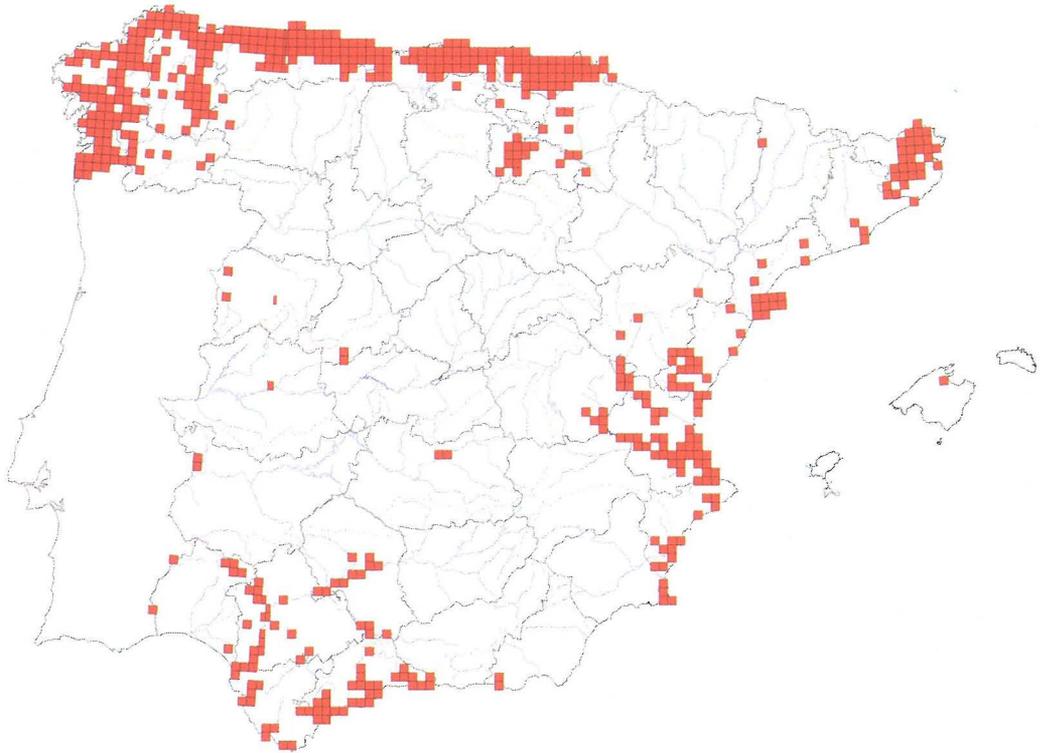
TAXONOMÍA

Clase: Actinopterygii

Orden: Anguilliformes

Familia: Anguillidae

Sinonimias: *Muraena anguilla* Linnaeus, 1758. *Anguilla vulgaris* Shaw, 1803. *Anguilla vulgaris fluviatilis* Rafinesque, 1810. *Anguilla vulgaris lacustus* Rafinesque, 1810. *Anguilla vulgaris marina* Rafinesque, 1810. *Anguilla rostrata* (Lesueur, 1817). *Anguilla acutirostris* Risso, 1827. *Anguilla latirostris* Risso, 1827. *Anguilla mediorostris* Risso, 1827. *Anguilla fluviatilis* Anselijn, 1828. *Muraena oxyrbina* Ekström, 1831. *Muraena platyrbina* Ekström, 1831. *Anguilla anguilla macrocephala* De la Pylaie, 1835. *Anguilla anguilla ornithorhyncha* De la Pylaie, 1835. *Anguilla anguilla oxycephala* De la Pylaie, 1835. *Anguilla vulgaris platyura* De la Pylaie, 1835. *Anguilla canariensis* Valenciennes, 1843. *Anguilla cloacina* Bonaparte, 1846. *Anguilla migratoria* Krøyer, 1846. *Anguilla nilotica* Heckel, 1846. *Anguilla septembrina* Bonaparte, 1846. *Anguilla callensis* Guichenot, 1850. *Anguilla platyrhynchus* Costa, 1850. *Anguilla aegyptiaca* Kaup, 1856. *Anguilla altirostris* Kaup, 1856. *Anguilla ancidda* Kaup, 1856. *Anguilla bibroni* Kaup, 1856. *Leptocephalus brevirostris* Kaup, 1856. *Anguilla capitone* Kaup, 1856. *Anguilla cuvieri* Kaup, 1856. *Anguilla kieneri* Kaup, 1856. *Anguilla marginata* Kaup, 1856. *Anguilla melanochir* Kaup, 1856. *Anguilla microptera* Kaup, 1856. *Anguilla morena* Kaup, 1856. *Anguilla platycephala* Kaup, 1856. *Anguilla savignyi* Kaup, 1856. *Anguilla nilotica* Kaup, 1857. *Anguilla fluviatilis* Heckel & Kner, 1858. *Anguilla eurystoma* Heckel & Kner, 1858. *Anguilla marina* Nardo, 1860. *Anguilla hibernica* Couch, 1865. *Anguilla oblongirostris* Blanchard, 1866. *Muraena anguilla maculata* Chierighini, 1872. *Anguilla linnei* Malm, 1877. *Anguilla brevirostris* Cisternas, 1877.



pequeñas aberturas branquiales, situadas bajo la aleta pectoral. Ojos pequeños y redondos que se hipertrofian al madurar sexualmente.

BIOLOGÍA Y ECOLOGÍA

Las poblaciones españolas han descendido manteniéndose unas pesquerías de importancia sólo en el delta del Ebro y en los estuarios del Miño y Guadalquivir.

La alimentación de los individuos inmaduros, que se hallan en agua dulce, es omnívora y detritívora; los individuos plateados dejan de alimentarse en el río y realizan su viaje de vuelta sin alimentarse.

La anguila es una especie catádroma, cuya puesta tiene lugar en el mar de los Sargazos a grandes profundidades. Tras la eclosión emergen unas larvas leptocéfalas de hábitos pelágicos, que con la ayuda de las corrientes llegarán hasta las costas europeas y norteafricanas. La corriente del Golfo juega un papel decisivo en estas migraciones pasivas. El viaje atlántico puede durar de 3 a 7 años, (aunque algunas pueden llegar en 1 año) dependiendo del lugar de destino. La larva leptocéfala sufre una transformación a anguila en las proximidades de las costas y adquieren gradualmente pigmentación en los estuarios. Completan su fase de crecimiento a anguila amarilla durante su ascenso en los ríos. Su permanencia en el río finaliza con la fase de plateamiento que corresponde al inicio de la maduración sexual. Esta maduración continúa a grandes profundidades marinas durante su viaje de regreso al mar de los Sargazos y las islas Bermudas, entre los 20 y 30° de latitud, donde se reproducen. No es raro en las poblaciones que viven en los ríos la existencia de un componente sedentario que puede experimentar hipertrofia, llegando a alcanzar medidas considerables y elevadas edades. En España el reclutamiento de angulas tiene lugar desde octubre hasta primavera, con un máximo en los meses de diciembre y enero, aunque también puede producirse en otras épocas del año en escasas cantidades.

DISTRIBUCIÓN

España: en España podemos hallar esta especie en todas las cuencas hidrográficas, aunque limitadas por la presencia de grandes presas, habiendo desaparecido de la mayor parte del Ebro, Duero y Tajo. Se realizan algunas repoblaciones en cuencas como el Tajo donde ha desaparecido y no

ESTADO DE CONSERVACIÓN

Categoría mundial UICN. No catalogada

Categoría para España. VU 2cd (Vulnerable)

Justificación de los criterios. Estimamos que la población española se reducirá en un 20% debido a la gran cantidad de presas realizadas o proyectadas que no tienen pasos adecuados, para que esta especie remonte los ríos. Otros factores que contribuyen a su disminución son: la mala calidad de las aguas en los estuarios unido a su explotación pesquera. La población mundial también sufre una acentuada regresión por lo que no es aplicable el subir de categoría a esta especie. La población española no es un sumidero.

Legislación nacional. Declarada especie de pesca en el Real Decreto 1095/89, por el que se declaran las especies objeto de caza y pesca. Figura como especie comercializable en el Real Decreto 1118/89 por el que se determinan las especies objeto de caza y pesca comercializables.

Legislación autonómica. Catalogada como "En Peligro de Extinción" en el Catálogo regional de especies amenazadas de fauna y flora silvestres de la Comunidad de Madrid, 18/92 del 26 de marzo. Catalogada como "de Interés Especial" en el Anejo IV del Catálogo de especies amenazadas de Aragón, Decreto 49/1995 de 28 de marzo.

Libros rojos. Citada como "Vulnerable" en el Libro Rojo de los Vertebrados de España (1992).

pueden completar su ciclo reproductor. El impacto que estas reintroducciones puede suponer sobre las poblaciones de peces autóctonos no ha sido estudiado, pero en otros países donde se han llevado a cabo estas reintroducciones se ha demostrado que son especialmente nocivas para los pequeños cipriniformes. Está presente también en las Islas Canarias y Baleares.

UE: está presente en la mayor parte de los países europeos.

Mundo: entra en los estuarios de todos los ríos que desembocan en el Atlántico, en el mar del Norte, el Báltico y el Mediterráneo. La aparición en el mar Negro, dado su alejamiento del Atlántico, depende de que ese año los efectivos de angulas sean extremadamente elevados, produciéndose los reclutamientos a través del Mediterráneo.

FACTORES DE AMENAZA

Sobre la especie: La sobrepesca en las desembocaduras de los ríos es un factor muy importante en el declive de la especie.

Sobre el hábitat: la construcción de grandes presas ha tenido como consecuencia la desaparición de la anguila en la mayor parte de los ríos del centro de la Península Ibérica. La contaminación de los estuarios es también un factor negativo para la supervivencia de esta especie.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

La regulación de la pesca de la anguila sobre todo en áreas como el Guadalquivir donde se realiza una pesca intensiva, es esencial para la conservación de la especie. La construcción de pasos en las presas que permitan la migración de la anguila es otra de las medidas que deberían tomarse para su protección.

ACCIONES REALIZADAS PARA SU CONSERVACIÓN

En algunas comunidades se ha regulado la pesca disminuyendo el número de capturas.

BIBLIOGRAFÍA

- Bernat Y., Lobón-Cervía J. & P. A. Rincón. 1988. Números y densidades de anguilas (*Anguilla anguilla* L.) en un río cantábrico. *Revista de Biología de la Universidad de Oviedo* 6: 95-108
- Deelder C.L. 1984. *Synopsis of biological data on the eel, Anguilla anguilla* (Linnaeus, 1758). FAO Fish. Synop. (80, Rev. 1): 73 p
- Lobón-Cervía J. 1999. The decline of eel *Anguilla anguilla* (L.) in a river catchment of northern Spain 1986-1997. Further evidence for a critical status of eel in Iberian waters. *Archiv Fuer Hydrobiologie* 144(2): 245-253
- Lobón-Cervía J., Bernat Y. & P. A. Rincón. 1990. Effects of eel (*Anguilla anguilla* L.) removals from selected sites of a stream on its subsequent densities. *Hydrobiologia* 206(3): 207-216
- Lobón-Cervía J. & M. Carrascal. 1992. Seasonal timing of silver eels (*Anguilla anguilla* L.) in a cantabrian stream (north Spain). *Archiv Fuer Hydrobiologie* 125(1) 1992: 121-126
- Lobón-Cervía J., Utrilla C. G. & P. A. Rincón. 1995. Variations in the populations dynamics of the European eel *Anguilla anguilla* (L.) along the course of a Cantabrian river. *Ecology of Freshwater Fish* 4(1): 17-27
- Tesch F. W. 1977. *The eel. Biology, and management of anguillid eels*. Ed. Chapman & Hall, Londres, 434 pp

ESPECIE
EXÓTICA**Hucho hucho (Linnaeus, 1758). Salmón del Danubio**

J. C. VELASCO

DESCRIPCIÓN

Especie de gran tamaño que puede alcanzar 2,1 m de longitud total y 105 kg de peso. En España los mayores ejemplares no suelen superar los 12 kg (Mondéjar, 1981) aunque se han citado algunos de 20 kg y más de 1 m de longitud (Velasco *et. al* 1997). Dos aletas dorsales, la primera con radios y membranas interradales y la segunda adiposa. Presenta manchas negras y rojas que varían en las diferentes poblaciones. La cabeza es alargada, con un maxilar comprimido dorso-lateralmente. El premaxilar se extiende por el espacio postorbitario. Posee dientes vomerianos. Escamas muy pequeñas, en la línea lateral hay de 107 a 194. Su número cromosómico es $2n=82$.

TAXONOMÍA**Clase:** Actinopterygii**Orden:** Salmoniformes**Familia:** Salmonidae**Sinonimias:** *Salmo hucho* Linnaeus, 1758. *Hucho hucho* (Linnaeus, 1758). *Hucho germanorum* Günther, 1866.**BIOLOGÍA Y ECOLOGÍA**

En la actualidad existe una única población situada en el río Tormes que se mantiene en gran medida mediante repoblaciones.

Vive en ríos de aguas frías y elevado caudal, donde la temperatura del agua no exceda los 15 °C en verano. Es una especie territorial que experimenta cortas migraciones en el río de 10 a 25 km, internándose por pequeños arroyos de 0,5-1,5 m de profundidad. La dieta de los juveniles está basada en pupas y larvas de insectos, mientras que los adultos son típicamente depredadores de ciprínidos y otros pequeños vertebrados.

La reproducción tiene lugar en primavera cuando la temperatura del agua se sitúa entre 5 y 10°C, en el río Tormes suele ocurrir entre finales de marzo y mediados de mayo. Los huevos los depositan en la grava en número de 1.600 a 35.000. Tardan alrededor de 30 días en ser incubados. Los alevines crecen rápidamente, llegando a alcanzar 13 cm en su primer año, 30 cm en el segundo año de vida y al cabo de 5 años pueden medir más de 55 cm.

ESTADO DE CONSERVACIÓN**Categoría mundial UICN.** No catalogada**Legislación nacional.** En el Anejo II del Real Decreto 1095/1989 (BOE 12-9-89) está catalogada como especie que puede ser objeto de pesca si se autoriza expresamente por las Comunidades Autónomas.**Convenios internacionales.** En el Convenio de Berna (BOE 7-6-88), se hace una reserva a *Hucho hucho*, especie que aunque incluida en el Anejo III como protegida, no gozará en España de ningún régimen de protección de los previstos en el Convenio.**Directivas europeas.** En el Anejo V de la Directiva de Hábitats (43/92CEE) del 21 de mayo de 1992.**DISTRIBUCIÓN**

Endémica de la cuenca del Danubio se distribuye por Alemania, Austria, República Checa, Eslovaquia, Hungría, Polonia, Rumania, Suiza, Ucrania y Yugoslavia. Ha sido introducida esta especie en Francia, Italia, Marruecos y España. En España fue importada de Checoslovaquia por decisión administrativa e introducida en el año 1968 en los ríos Órbigo y Esla y en algunos ríos próximos a La Coruña, donde los ejemplares desaparecieron rápidamente, así como en el Tormes donde sí se aclimataron (Mondéjar, 1981; Holcik, 1982; Holcik, 1984).



No obstante, la Administración, desde el año 1970, no volvió a soltar ejemplares de una forma regular hasta 1984. A partir de esta fecha empiezan otra vez las repoblaciones con ejemplares que se tenían en cautividad y que se vienen echando en el tramo comprendido entre la presa de Santa Teresa y el término municipal de Huerta, así como en el embalse de la Almendra (Velasco *et. al* 1997).

CONSERVACIÓN

Influye negativamente sobre las especies autóctonas por depredación. En Europa se considera «En Peligro de Extinción» (E) (Lelek, 1987).

BIBLIOGRAFÍA

- Holcik J. 1995. Threatened fishes of the world: *Hucho hucho* (Linnaeus, 1758) (Salmonidae). *Environmental Biology of Fishes* 43(1): 105-106
- Holcik J., Hensel K., Nieslanik J. & L. Skacel. 1988. The Eurasian huchen, *Hucho hucho*. Largest salmon of the world. *Perspectives in Vertebrate Science* 5: 1-239

ESPECIE
EXÓTICA***Oncorhynchus kisutch* (Walbaum, 1792). Salmón del Pacífico**

G. GONZÁLEZ

DESCRIPCIÓN

Es una especie de gran tamaño que puede alcanzar un metro de longitud y 15 kg de peso. Como todos los salmónidos presenta dos aletas dorsales, una de ellas adiposa. Se diferencia por tener numerosas manchas negras sobre el dorso y en el lóbulo superior de la aleta dorsal. Tiene la base de los dientes blanca.

TAXONOMÍA**Clase:** Actinopterygii**Orden:** Salmoniformes**Familia:** Salmonidae

Sinonimias: *Salmo kisutch* Walbaum, 1792. *Oncorhynchus kisutch* Walbaum, 1792. *Oncorhynchus milkschuttsch* (Walbaum, 1792). *Salmo tsuppitch* Richardson, 1836.

BIOLOGÍA Y ECOLOGÍA

La población en España es muy reducida.

Vive en el mar o en lagos volviendo a los ríos para realizar la reproducción. Los jóvenes se alimentan de insectos y suelen permanecer en pozas. En el mar comienzan alimentándose de crustáceos planctónicos para hacerlo posteriormente de grandes organismos, principalmente peces.

Los jóvenes nacen en primavera y suelen permanecer en agua dulce de uno a dos años, algunas veces hasta cuatro. Después emigran por la noche a lagos o al mar. Los individuos que permanecen más de dos años en agua dulce sin ir al mar no se reproducen.

DISTRIBUCIÓN

Se distribuye por el Pacífico norte, desde Baja California en México hasta el río Anadyr en Rusia.

También está presente en Japón. En España existe una pequeña población en el embalse de Vegamián (León) Parece que su introducción en el río es debida a escapes procedentes de una piscifactoría.

CONSERVACIÓN

Se desconoce la evolución de esta población. En la actualidad es muy reducida pero se viene reproduciendo de forma natural.

ESTADO DE CONSERVACIÓN

Categoría mundial UICN. No catalogada



BIBLIOGRAFÍA

- Euzena G. & F. Fournel 1982. Les saumons du Pacifique en France. *Pêche Maritime* 61(1252): 391-395
- Gibson R. J. 1981. Behavioural interactions between coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*), Atlantic salmon (*Salmo salar*), brook trout (*Salvelinus fontinalis*), and steelhead trout (*Salmo gairdneri*), at the juvenile fluvial stages. *Canadian Technical report of fisheries and aquatic sciences* 1029: 1-116
- Tutubalin B. G. & V. I. Chuchukalo. 1992. *Feeding of Pacific salmon of the genus Oncorhynchus in North Pacific during winter and spring*. Gritsenko, O.F. [Ed.]. [Biologicheskie resursy Tikhogo okeana. Sbornik nauchnykh trudov.] Living resources of the Pacific Ocean. Collected papers. VNIRO, Moskva: 1-140. Chapter pagination: 77-85

ESPECIE
EXÓTICA***Oncorhynchus mykiss* (Walbaum, 1792). Trucha arco-iris**

A. DE SOSTOA Y X. FERRER

DESCRIPCIÓN

Especie de talla media que en libertad no suele pasar de 50 cm de longitud total. El máximo tamaño conocido es de 1,2 m de longitud total; 24 kg de peso y 11 años de edad. Tiene un aspecto semejante a la trucha común, pero con la cabeza un poco más pequeña. Tanto el cuerpo como las aletas adiposa y caudal están moteados con pequeñas manchas negras. Muestra una banda lateral irisada que recorre todo el cuerpo. El número cromosómico más común es $2n=60$ pero se conocen poblaciones con números cromosómicos que varían desde $2n=54$ a $2n=90$.

BIOLOGÍA Y ECOLOGÍA

Existen poblaciones repartidas por varios puntos de España pero la mayoría no son estables, necesitando de continuas repoblaciones. Muy pocas de las poblaciones se reproducen en libertad en España. También es frecuente la existencia de individuos aislados cerca de las piscifactorías comerciales, aparentemente procedentes de escapes de las mismas.

El hábitat natural son aguas claras con temperaturas estivales del agua alrededor de 12°C. Prefiere ríos con corriente moderada y rápida, así como lagos y embalses, existen algunas poblaciones anadromas. Su alimentación se basa principalmente en larvas de invertebrados, consumiendo también otros peces de pequeño tamaño. Los jóvenes se alimentan fundamentalmente de zooplancton.

TAXONOMÍA

Clase: Actinopterygii

Orden: Salmoniformes

Familia: Salmonidae

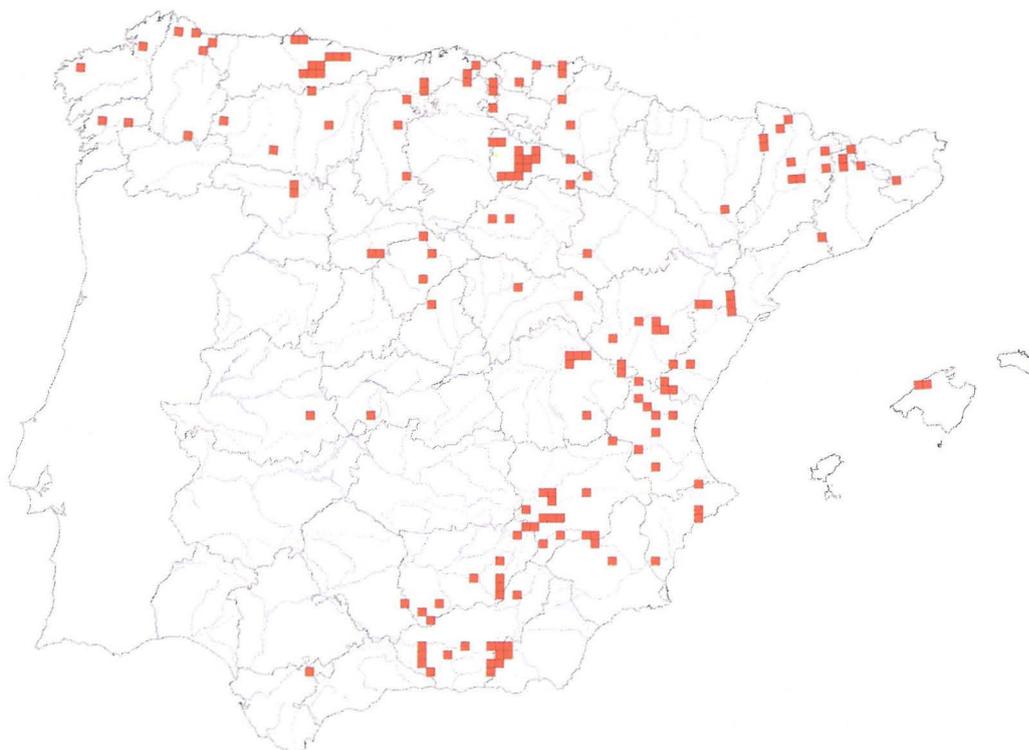
Sinonimias: *Salmo mykiss* Walbaum, 1792. *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum, 1792). *Parasalmo mykiss* (Walbaum, 1792). *Onchorhynchus mykiss* (Walbaum, 1792). *Salmo purpuratus* Pallas, 1814. *Salmo gairdneri* Richardson, 1836. *Fario gairdneri* (Richardson, 1836). *Salmo gairdnerii* Richardson, 1836. *Salmo gairdnerii gairdnerii* Richardson, 1836. *Salmo gairdneri irideus* Gibbons, 1855. *Salmo gairdnerii irideus* Gibbons, 1855. *Salmo iridea* Gibbons, 1855. *Salmo irideus* Gibbons, 1855. *Salmo rivularis* Ayres, 1855. *Salmo stellatus* (Girard, 1856). *Salmo truncatus* Suckley, 1859. *Salmo masoni* Suckley, 1860. *Salmo kamloops* (Jordan, 1892). *Oncorhynchus kamloops* Jordan, 1892. *Salmo rivularis kamloops* (Jordan, 1892). *Salmo gairdneri sbasta* Jordan, 1894. *Salmo gilberti* Jordan, 1894. *Oncorhynchus mykiss nelsoni* Evermann, 1908. *Salmo nelsoni* Evermann, 1908. *Salmo irideus argentatus* Bajkov, 1927. *Salmo kamloops whitehousei* Dymond, 1931.

REPRODUCCIÓN

En la Península Ibérica la trucha arco-iris se reproduce en libertad de forma esporádica y puntual, por lo que se conocen pocos datos. En otros lugares la reproducción es algo posterior a la de la trucha común y suele ocurrir entre enero y abril. La madurez sexual se alcanza entre el segundo y el tercer año de edad con tallas superiores a los 10 cm. La hembra cava un hoyo donde deposita de 700 a 4.000 huevos cada vez y se va moviendo río arriba haciendo otros nidos. Las larvas tardan en salir de tres a siete días. Estas al principio permanecen en el fondo y luego migran río abajo.

DISTRIBUCIÓN

Su distribución natural se extiende por los ríos de la vertiente pacífica de América del Norte desde Alaska a Baja California. Sin embargo, es una de las



especies más cultivadas habiéndose introducido de manera artificial en casi todo el mundo. En España fue introducida, desde América del Norte, a finales del siglo XIX (Ugarte, 1929) y se puede hallar en todas las cuencas hidrográficas, especialmente en aquellos sitios en donde se sueltan ejemplares con fines de repoblación y cerca de las piscifactorías, donde siempre se escapan algunos ejemplares.

Durante el período de 1973 a 1983, en la cuenca del Duero, la trucha arco-iris experimentó un incremento en el número de individuos introducidos por la Administración (Lobón *et al.*, 1989); si bien en la actualidad su repoblación en España para pesca deportiva ha sido limitada a unas pocas cuencas y localidades (Sostoa *et al.*, 1990).

CONSERVACIÓN

Representa una considerable amenaza para nuestros peces autóctonos al ser una especie depredadora, que puede habitar en zonas con poblaciones autóctonas de salmónidos y ciprínidos. En la Lista Roja de los Vertebrados de España consta (bajo la denominación *Salmo gairdneri*) como «No Amenazada» (NA) (Icona, 1986). En el resto de Europa es también una especie introducida (Lelek, 1987).

ESTADO DE CONSERVACIÓN

Categoría mundial UICN. No catalogada

Legislación nacional. En el Real Decreto 1095/1989 (BOE 12.9.89) se declara como especie objeto de pesca. Así mismo, en el Real Decreto 1118/1989 (BOE 19.9.89) se determina como especie objeto de pesca comercializable.

BIBLIOGRAFÍA

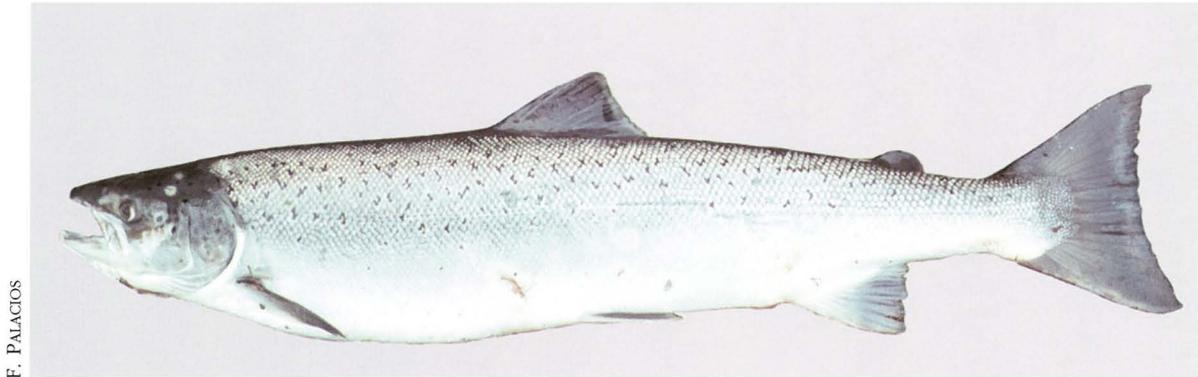
- Bagley M. J. & G. A. E. Gall. 1998. Mitochondrial and nuclear DNA sequence variability among populations of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Molecular Ecology* 7(8): 945-961
- Berejikian B. A., Mathews S. B. & T P. Quinn. 1996. Effects of hatchery and wild ancestry and rearing environments on the development of agonistic behavior in steelhead trout (*Oncorhynchus mykiss*) fry. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 53(9): 2004-2014
- Cornel G. E. & F. G. Whoriskey. 1993. The effects of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) cage culture on the water quality, zooplankton, benthos and sediments of Lac du Passage, Quebec. *Aquaculture* 109(2): 10-17
- Ferguson M. M., Ihssen P. E. & J. D. Hynes. 1991. Are cultured stocks of brown trout (*Salmo trutta*) and rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) genetically similar to their source populations?. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 48: 118-123
- Hodgson J. R., Hodgson C. J. & S. M. Brooks. 1991. Trophic interaction and competition between largemouth bass (*Micropterus salmoides*) and rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) in a manipulated lake. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 48(9): 1704-1712

- Kohler C. 1989. *Salmo gairdneri* Richardson 1836 = *Oncorhynchus mykiss* Walbaum 1792. Zur Nomenklatur und Taxonomie der Regenbogenforelle. *Fischoekologie Aktuell* 1(2): 15
- Nielsen J. L., Carpanzano C., Fountain M. C. & C. A. Gan 1997. Mitochondrial DNA and nuclear microsatellite diversity in hatchery and wild *Oncorhynchus mykiss* from freshwater habitats in southern California. *Transactions of the American Fisheries Society* 126(3): 397-417
- Nielsen J. L., Fountain M. C. & J. M. Wright. 1997. *Biogeographic analysis of Pacific trout (Oncorhynchus mykiss) in California and Mexico based on mitochondrial DNA and nuclear microsatellites*. Kocher, Thomas D. & Stepien, Carol A. [Eds]. *Molecular systematics of fishes*. Academic Press:314. Chapter pagination: 53-73
- Smith R. H. 1991. *Rainbow trout Oncorhynchus mykiss*. Stolz, J. & Schnell, J. [Eds]. *The wildlife series. Trout*. Stackpole Books, Harrisburg. 1991: i xiii, 1 370. Chapter pagination: 304-323

***Salmo salar* Linnaeus 1758. Salmón**

Catalán: Salmó. Gallego: Salmón. Vasco: Izokin arrunta. Portugués: Salmao.

ESPECIE
AUTÓCTONA



F. PALACIOS

DESCRIPCIÓN

Especie de gran talla que puede alcanzar 1,5 m de longitud total y 45 kilos de peso máximo, sin embargo en España no suele alcanzar el metro de longitud y los 20 kilos de peso. La máxima edad encontrada es de 13 años. Entre la aleta dorsal y la caudal posee una aleta adiposa. Las aletas plevianas están en posición abdominal y los dientes mandibulares bien desarrollados. Cabeza más pequeña que la de la trucha. Vómer corto y sin dientes. Presentan un maxilar pequeño alcanzando sólo a la mitad posterior del ojo. En los machos muy viejos, las mandíbulas pueden presentar una notable deformación ya que se encorvan por su extremo, la una hacia la otra. Pedúnculo caudal estrecho en su porción central. Escamas pequeñas en número de 120 a 130 en la línea lateral. A lo largo de su vida aparecen diferentes morfotipos a los que se asignan diferentes nombres. Al principio de su vida se les llama «pintos» al ser coloreados con manchas rojas. Cuando se van al mar empiezan a platear y en los flancos se ven unas manchas negras en forma de x; se les llama entonces «esguines». Cuando vuelven del mar ya maduros tienen el dorso azul-verdoso y el resto del cuerpo plateado, viéndose en los opérculos y en los flancos unas manchas negras esparcidas de forma redondeada o de x; son los denominados «salmones». Una vez que se han reproducido pueden volver al mar arrastrados por la corriente; son los «zancados».

BIOLOGÍA Y ECOLOGÍA

Sus poblaciones sufren diversos picos de abundancia dependiendo de los años pero mantienen un constante declive. Según cifras oficiales de captura, la media anual de salmones pescados en toda España ha sido aproximadamente de 6.000, 4.500, 4.000 y 1900 para las décadas de los 60, 70, 80 y 90 respectivamente. Frecuentemente se han realizado repoblaciones con huevos o alevines provenientes de fuera de España que no han supuesto una recuperación efectiva de la población nativa. Se realizan pesquerías también en alta mar las cuales han influido en el declive de las poblaciones.

El salmón es una especie migradora anádroma que sube los ríos para realizar su reproducción en aguas frías y oxigenadas. En España la entrada en los ríos se produce desde octubre hasta agosto, siendo más grandes los individuos que entran antes (40 cm de talla media) y la maduración gonadal concluye en el río. En el mar los salmones se alimentan de krill, pero durante su etapa reproductora en el río dejan de alimentarse. Los zancados,

TAXONOMÍA

Clase: Actinopterygii

Orden: Salmoniformes

Familia: Salmonidae

Sinonimias: *Trutta salar* (Linnaeus, 1758). *Salmo salar* Linnaeus, 1758. *Salmo nobilis* Olafsen, 1772. *Salmo goedenii* Bloch, 1784. *Salmo salmulus* Walbaum, 1792. *Salmo caeruleus* Schmidt, 1795. *Salmo renatus* Lacépède, 1803. *Salmo rilla* Lacépède 1803. *Salmo nobilis* Pallas, 1814. *Salmo hamatus* Cuvier, 1829. *Salmo ocla* Nilsson 1832. *Salmo salmo* Valenciennes, 1848. *Salmo salar lacustris* Hardin, 1862. *Trutta relicta* Malmgren, 1863. *Salmo gracilis* Couch, 1865. *Salmo bardinii* Günther 1866. *Salmo brevipes* Smitt, 1882. *Salmo salar brevipes* Smitt, 1882. *Salmo salar biennis* Berg, 1912. *Salmo salar brevipes relictus* Berg, 1932. *Salmo salar saimensis* Seppovaara, 1962. *Salmo salar europaeus* Payne, Child y Forrest, 1971.



pintos y esguines se alimentan principalmente de macroinvertebrados acuáticos; crustáceos, insectos acuáticos, lombrices, etc.

Los jóvenes permanecen en las aguas dulces de dos a tres años para migrar al mar y volver después de dos años para realizar su ciclo reproductor en el río. Algunos salmones pueden reproducirse hasta cuatro veces. Al final de su primer año de vida en el río los pintos pueden alcanzar de 10 a 16 cm, al cabo de un período de dos a tres años se convierten en esguines que se van al mar de forma gregaria.

No es muy común pero puede ocurrir que determinados pintos con un año de edad alcancen la madurez sexual, llegando a ser machos reproductores. En el mar pueden permanecer de dos a tres años antes de volver a los ríos.

DISTRIBUCIÓN

España: vive en la cuenca de los ríos: Nive, Bidasoa, Urumea, Asón, Miera, Pas, Nansa, Deva-Cares, Purón, Porcía, Sella, Negro, Narcea, Esva, Navia, Eo, Masma, Landrón, Eume, Mandeo, Ulla, Lérez y Miño. Hay citas antiguas de su presencia en los ríos Duero, Tajo y Guadiana.

UE: esta especie está presente en: Bélgica, Dinamarca, Francia, Alemania, Holanda, Suecia, Finlandia, Portugal, Gran Bretaña e Irlanda, sin embargo sólo tiene poblaciones estables en Gran Bretaña e Irlanda, en los demás países se encuentra en regresión. Ha desaparecido de ríos donde antes era abundante como el Rin o el Elba.

Mundo: se distribuye por el Atlántico Norte desde Groenlandia, Islandia y el mar Blanco hasta el río Miño. En América está presente desde la región de Ungava en el norte de Quebec hasta Connecticut en Estados Unidos.

FACTORES DE AMENAZA

Sobre la especie: la sobrepesca tanto en alta mar como en los ríos, la introducción de individuos procedentes de otras poblaciones con el riesgo de contagio de enfermedades, introgresión genética y falta de adaptación.

Sobre el hábitat: los vertidos de origen urbano-industrial. Las presas, saltos de agua y otros obstáculos que impiden el acceso de los salmones a los frezaderos. La extracción de áridos que afec-

tan a sus lugares de puesta. La captación de agua para usos urbanos o agrícolas y la canalización artificial de los cauces.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

Las principales medidas de conservación son el control de los vertidos urbanos, industriales y agrícolas. La construcción y modificación de las escalas salmoneras existentes para que se favorezca de una forma efectiva el acceso de los salmones a los frezaderos. Mantenimiento de un caudal mínimo que permita la vida de los salmones especialmente en verano. La prohibición de la extracción de áridos en los lugares de puesta. La corrección de los efectos negativos que causan las canalizaciones. La prohibición de la comercialización de los salmones españoles y de su pesca extractiva.

ACCIONES REALIZADAS PARA SU CONSERVACIÓN

En toda su área de distribución se vienen realizando mejoras en las escalas salmoneras para permitir la reproducción de la especie. En algunas comunidades se prohíbe su comercialización lo que disminuye la cantidad de salmones pescados ilegalmente. En la actualidad, en casi todas las comunidades, se favorece la repoblación con individuos de los propios ríos.

BIBLIOGRAFÍA

- Bagliniere J. L., Champigneulle A. & A. Nihouarn. 1979. La fraie du saumon atlantique (*Salmo salar* L.) et de la truite commune (*Salmo trutta* L.) sur le bassin du Scorff. *Cybiurn* 7: 75-96
- Buck R. J. G. & D. W. Hay. 1984. The relation between stock and progeny of Atlantic salmon *Salmo salar* L., in a Scottish stream. *Journal of Fish Biology* 23:1-11
- Clifford S. L., McGinnity P. & A. Ferguson. 1998. Genetic changes in Atlantic salmon (*Salmo salar*) populations of northwest Irish rivers resulting from escapes of adult farm salmon. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 55(2): 358-363
- Cunjak R. A., Chadwick E. M. P. & M. Shears. 1989. Downstream movements and estuarine residence by Atlantic salmon parr (*Salmo salar*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 46(9): 1466-1471
- Dorofeeva E. A. 1998. Systematics and distribution history of European salmonid fishes of the genus *Salmo*. *Journal Ichthyology*. 38(6):419-429
- Fontaine P. M. & J. J. Dodson. 1999. An analysis of the distribution of juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) in nature as a function of relatedness using microsatellites. *Molecular Ecology* 8(2): 189-198
- Galvin P., Mckinnell S., Taggart J. B., Ferguson A., O' Farrell M. & T. T. Cross. 1995. Genetic stock identification of Atlantic salmon using single locus minisatellite DNA profiles. *Journal of Fish Biology* 47:186-199
- García-Vázquez E., Morán P., Pendás A. M., Izquierdo J. I. & A. R. Linde. 1995. Effect of parental numbers on chromosome patterns found in artificially produced Atlantic salmon stocks. *Transactions of the American Fisheries Society* 124(6): 939-942
- García-Vázquez E., Pendás A. M. & P. Morán. 1992. Chromosome polymorphism in wild Atlantic salmon, *Salmo salar* L., from Asturias, northern Spain. *Aquaculture and Fisheries Management* 23(1): 95-101
- Gardiner R., & P. Shackley. 1991. Stock and recruitment and inversely density-dependent growth of salmon, *Salmo salar* L., in a Scottish stream. *Journal of Fish Biology* 38(5):691-696
- Gries G. & F. Juanes. 1998. Microhábitat use by juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) sheltering during the day in summer. *Canadian Journal of Zoology* 76(8): 1441-1449
- Hartley S. E. 1988. Cytogenetic studies of Atlantic salmon, *Salmo salar* L., in Scotland. *Journal of Fish Biology* 33:735-740
- Hutchings J. A. & R. A. Myers 1988. Mating success of alternative maturation phenotypes in male Atlantic salmon, *Salmo salar*. *Oecologia* (Heidelberg) 75(2): 169-174
- Karlsson L. & O. Karlstrom. 1994. The Baltic salmon (*Salmo salar* L.): its history, present situation and future. *Dana* 10: 61-85
- Kazakov R V. 1981. The effect of the size of Atlantic salmon, *Salmo salar* L., eggs on embryos and alevins. *Journal of Fish Biology* 19(3): 353-360

ESTADO DE CONSERVACIÓN

Categoría mundial UICN. No catalogada

Categoría para España. EN A1bd. (En Peligro de Extinción)

Justificación de los criterios. Un índice apropiado de abundancia del salmón se puede inferir de las capturas que se hacen anualmente en los ríos españoles. Este índice demuestra que en los diez últimos años la población del salmón ha descendido bruscamente. Así, dentro del periodo de 1991 a 1998, el salmón ha pasado de capturas cercanas a los 2600 salmones anuales entre 1991-1994 a capturas inferiores a 1000 ejemplares entre 1997 y 1998. Las pesquerías que se vienen realizando en el mar son una de las consecuencias de su declive. En este medio se ha pasado en los últimos cuarenta años de una media anual de capturas de 10.000 toneladas a 2.000. El criterio regional no cambia la categoría ya que la inmigración se considera de poca importancia y las poblaciones españolas tampoco pueden ser consideradas como un sumidero.

Legislación nacional. Declarada especie de pesca en el Real Decreto 1095/89, por el que se declaran las especies objeto de caza y pesca. Figura como especie comercializable en el Real Decreto 1118/89 por el que se determinan las especies objeto de caza y pesca comercializables.

Legislación autonómica. Catalogada de "interés especial" en el registro de la fauna silvestre de vertebrados de Navarra, Orden Foral 0209/1995, de 13 de febrero.

Convenios internacionales. En el Anejo III del Convenio de Berna 82/72 (excepto en el mar).

Directivas europeas. En el Anejo II y V de la Directiva de Hábitats.

Libros rojos. Figura como "Vulnerable" en el Libro Rojo de los Vertebrados de España (1992).

- Kazakov R. V. 1992. Distribution of Atlantic salmon, *Salmo salar* L., in freshwater bodies of Europe. *Aquaculture and Fisheries Management* 23(4):461-475
- King D. P. F., Hovey S. J., Thompson D. & A. Scott. 1993. Mitochondrial DNA variation in Atlantic salmon, *Salmo salar* L. populations. *Journal of Fish Biology* 42:25-33
- Maisse G., Bagliniere J. L., Landry G., Caron F. & A. Rouleau. 1988. Identification externe du sexe chez le saumon atlantique (*Salmo salar* L.). *Canadian Journal of Zoology* 66(10): 2312-2315
- Morán P., García-Vázquez E., Pendás A. M., Izquierdo J. I., Martín-Ventura J. A. & P. Fernández-Rueda. 1993. Status of genetic conservation in salmonid populations from Asturian rivers (north of Spain). NATO ASI (Advanced Science Institutes) *Series a Life Sciences* 248: 213-218
- Morán P., García-Vázquez E. & E. Verspoor. 1993. Chromosome polymorphism in the Atlantic salmon *Salmo salar*: differences between pure and mixed origin fish. *Cytobios* 76(305): 113-116
- Morán P. & E. García-Vázquez. 1998. Multiple paternity in Atlantic salmon: a way to maintain genetic variability in relicted populations. *Journal of Heredity* 89(6): 551-553
- Morán P., Izquierdo J. I., Pendás A. M. & E. García-Vázquez. 1997. Fluctuating asymmetry and isozyme variation in Atlantic salmon: relation to age of wild and hatchery fish. *Transactions of the American Fisheries Society* 126(2): 194-199
- Morán P., Pendás A. M., Beall E. & E. García-Vázquez. 1996. Genetic assessment of the reproductive success of Atlantic salmon precocious parr by means of VNTR loci. *Heredity* 77(6): 655-660
- Morán P., Pendás A. M., García-Vázquez E. & J. T. Izquierdo. 1994 (a). Genetic variation among Atlantic salmon in six Spanish rivers. *Journal of Fish Biology* 45(5): 831-837
- Morán P., Pendás A. M., García-Vázquez E. & J. T. Izquierdo 1994 (b). Electrophoretic assessment of the contribution of transplanted Scottish Atlantic salmon (*Salmo salar*) to the Esva River (northern Spain). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 51(2): 248-252
- Myers R. A. 1984. Demographic consequences of precocious maturation of Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 41(9): 1349-1353
- Nielsen E. E., Hansen M. M. & V. Loeschcke. 1996. Genetic structure of European populations of *Salmo salar* L. (Atlantic salmon) inferred from mitochondrial DNA. *Heredity* 77(4): 351-358.
- Pendás A. M., Morán P., Martínez J. L. & E. García-Vázquez. 1995. Applications of 5S rDNA in Atlantic salmon, brown trout, and in Atlantic salmon x brown trout hybrid identification. *Molecular Ecology* 4(2): 275-276
- Prouzet P., le-Bail P. Y. & M. Heydorff. 1984. Sex ratio and potential fecundity of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) caught by anglers on the Elorn River (northern Brittany, France) during 1979 and 1980. *Fisheries Management* 15(3): 123-130
- Rimmer D. M., Paim U. & R. L. Saunders. 1984. Changes in the selection of microhabitat by juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) at the summer-autumn transition in a small river. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 41(3): 469-475
- Rojo A. L. & P. Ramos. 1983. Tiempo y orden de aparición de las escamas en el salmón del Atlántico (*Salmo salar*). *Doñana Acta Vertebrata* 10: 5-17
- Taggart J. B., Verspoor E., Galvin P. T., Moran P. & A. Ferguson. 1995. A minisatellite DNA marker for discriminating between European and North American Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 52(11): 2305-2311
- Tessier N., Bernatchez L., Presa P. & B. Angers. 1995. Gene diversity analysis of mitochondrial DNA, microsatellites and allozymes in landlocked Atlantic salmon. *Journal of Fish Biology* 47(Suppl. A): 156-163
- Thompson C. E., Poole W. R., Matthews M. A. & A. Ferguson. 1998. Comparison, using minisatellite DNA profiling, of secondary male contribution in the fertilisation of wild and ranched Atlantic salmon (*Salmo salar*) ova. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 55(9): 2011-2018
- Thorpe J. E. & K. A. Mitchell. 1981. Stocks of Atlantic salmon (*Salmo salar*) in Britain & Ireland: discreteness, and current management. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 38(12): 1576-1590
- Thorpe J. E. & L. Stradmeyer. 1995. The Atlantic salmon. p. 79-114. In J.E. Thorpe, G.A.E. Gall, J.E. Lannan and C.E. Nash (eds.) *Conservation of fish and shellfish resources: Managing Diversity*. Academic Press Limited, London
- Thorstad E. B. & T. G. Heggberget 1998. Migration of adult Atlantic salmon (*Salmo salar*); the effects of artificial freshets. *Hydrobiologia* 371-372: 339-346

***Salmo trutta* Linnaeus, 1758. Trucha común**

Catalán: Truita. Gallego: Troita. Vasco: Amuarrain arrunta. Portugués: Truta.

I. DOADRIO

**DESCRIPCIÓN**

Pez de talla media que no suele superar los 100 cm de longitud total y 20 kg de peso, aunque en España raramente alcanza los 60 cm y 10 kg de peso. Su morfología es muy variable, la cabeza es grande provista de dientes que se extienden por los maxilares, premaxilares, dentarios, palatinos y vómer. Dos aletas dorsales, la primera con 9 a 11 radios ramificados y la segunda adiposa. Las escamas son muy pequeñas y su número es de 110-125 en la línea lateral. La coloración es variable, normalmente con manchas negras y rojas oceladas, que no están presentes en la aleta caudal y que se extienden por el opérculo. Son tetraploides con un número $2n=80$.

BIOLOGÍA Y ECOLOGÍA

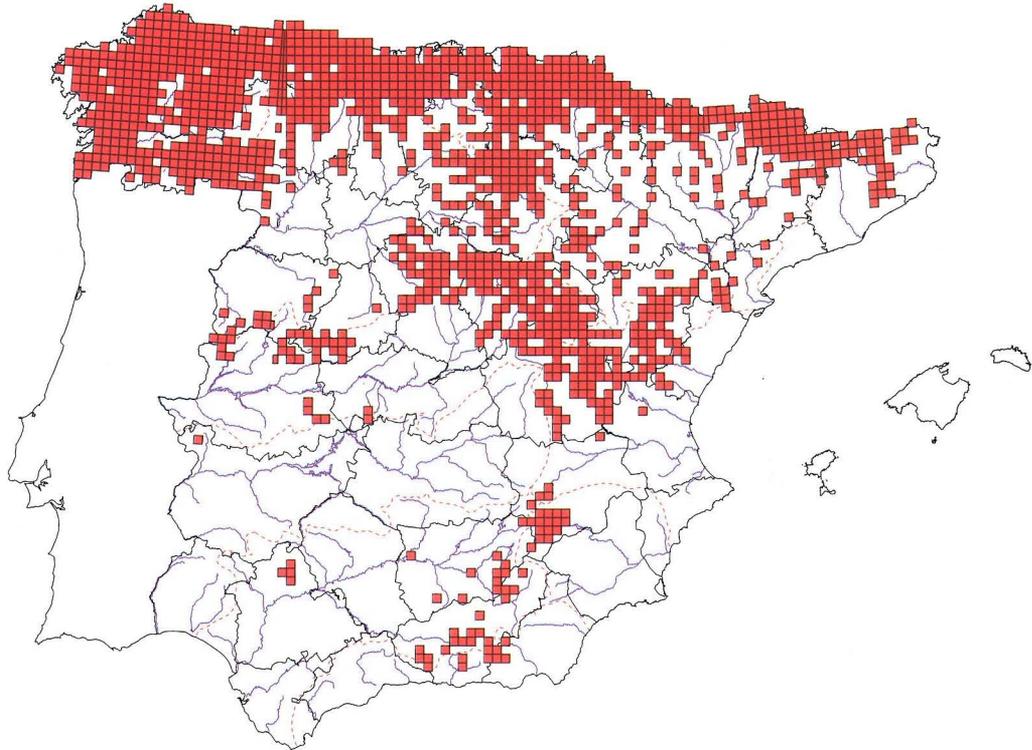
En España existen dos poblaciones distintas según su comportamiento una migradora que se distribuye por los ríos de Galicia y la cordillera cantábrica y otra sedentaria que vive en los demás ríos españoles. Desde un punto de vista genético existen tres grandes grupos bien diferenciados, uno compuesto por todos los ríos mediterráneos hasta la cuenca del Segura, un segundo grupo formado por los ríos del sur de España en las sierras de Cazorla, Segura y Sierra Nevada y un tercero que agrupa todos los ríos atlánticos excepto los del Guadalquivir. Dentro de las poblaciones atlánticas, la cuenca del Duero presenta algunos marcadores genéticos únicos.

Vive en aguas rápidas y frías. Su alimentación está basada fundamentalmente en invertebrados bentónicos, insectos y moluscos. Los adultos pueden consumir también peces y anfibios.

Presenta un único período de freza que se sitúa entre los meses de noviembre y enero cuando la temperatura del agua oscila entre 5 y 10°C. La puesta se deposita en la grava y el número de huevos es de 1.000 a 2.000 por kg de peso. La incubación dura más de 40 días a 10°C. Normalmente alcanzan la madurez sexual entre los dos y tres

TAXONOMÍA**Clase:** Actinopterygii**Orden:** Salmoniformes**Familia:** Salmonidae

Sinonimias: *Salmo eriox* Linnaeus, 1758. *Salmo fario* Linnaeus, 1758. *Fario trutta* (Linnaeus, 1758). *Trutta fluviatilis* Duhamel, 1771. *Trutta marina* Duhamel, 1771. *Trutta salmonata* Ruttý, 1772. *Trutta salmanata* Ströhm, 1784. *Salmo albus* Bonnaterre, 1788. *Salmo stroemii* Gmelin, 1788. *Salmo sylvaticus* Gmelin, 1788. *Salmo albus* Walbaum, 1792. *Salmo cornubiensis* Walbaum, 1792. *Salmo fario loensis* Walbaum, 1792. *Salmo saxatilis* Paula Schrank, 1798. *Salmo faris forestensis* Bloch, 1801. *Salmo cumberland* Lacepède, 1803. *Salmo gadoides* Lacepède, 1803. *Salmo pbinoc* Shaw, 1804. *Salmo cambricus* Donovan, 1806. *Salmo montana* Walker, 1812. *Salmo taurinus* Walker, 1812. *Salmo spurium* Pallas, 1814. *Salmo caecifer* Parnell, 1838. *Salmo levenensis* Yarrell, 1839. *Salmo orientalis* McClelland, 1842. *Fario argenteus* Valenciennes, 1848. *Salar ausonii valenciennes*, 1848. *Salar bailloni* Valenciennes, 1848. *Salar gaimardi* Valenciennes, 1848. *Salar spectabilis* Valenciennes, 1848. *Salmo estuarius* Knox, 1854. *Salar ausonii parcepunctata* Heckel & Kner, 1858. *Salar ausonii semipunctata* Heckel & Kner, 1858. *Salmo fario major* Walecki, 1863. *Salmo brachypoma* Günther, 1866. *Salmo gallivensis* Günther, 1866. *Salmo mistops* Günther, 1866. *Salmo orcadensis* Günther, 1866. *Salmo polyosteus* Günther, 1866. *Salmo islayensis* Thomson, 1873. *Salmo caspius* Kessler, 1877. *Salmo trutta caspius* Kessler, 1877. *Trutta marina* Moreau, 1881. *Salmo lacustris rhenana* Fatio, 1890. *Salmo lacustris septentrionalis* Fatio, 1890. *Salmo lacustris romanovi* Kawraisky, 1896. *Salmo trutta ezenami* Berg, 1948. *Salmo trutta abanticus* Tortonese, 1954. *Salmo trutta ciscaucasicus* Dorofeyeva, 1967.



años de vida. Algunas poblaciones atlánticas realizan migraciones al mar regresando al río para completar el ciclo reproductor.

DISTRIBUCIÓN

España: se distribuye por las cabeceras de casi todos los ríos de la Península Ibérica faltando en algunos del Levante, en el sur de España y en la cuenca del Guadiana.

UE: en todos los países de la Unión Europea.

Mundo: de amplia distribución paleártica, ha sido introducida en América y Australia.

FACTORES DE AMENAZA

Sobre la especie: la especie está amenazada por introgresión genética procedente de los ejemplares de repoblación. En general esta introgresión se calcula entre un 5 y un 10%, siendo aparentemente mayor en los ríos del centro peninsular. La pesca deportiva en muchas regiones es un factor de amenaza. En algunos ríos la introducción del Lucio (*Esox lucius*) es un factor de amenaza al depredar sobre la trucha.

ESTADO DE CONSERVACIÓN

Categoría mundial UICN. No catalogada

Categoría para España. VU 1cde (Vulnerable)

Justificación de los criterios. Estudios genéticos estiman que hay una introgresión genética situada entre un 5 y un 10%. Este hecho unido a la pérdida de hábitat por infraestructuras hidráulicas; aumento de vertidos de origen industrial, urbano y agrícola; introducción de especies exóticas como el lucio (*Esox lucius*) y una excesiva presión pesquera, nos llevan a estimar que las poblaciones autóctonas de truchas han disminuido en España más de un 20%.

Legislación nacional. Declarada especie de pesca en el Real Decreto 1095/89, por el que se declaran las especies objeto de caza y pesca. Figura como especie comercializable en el Real Decreto 1118/89 por el que se determinan las especies objeto de caza y pesca comercializables.

Legislación autonómica. Catalogada como especie de fauna silvestre susceptible de aprovechamiento en la región de Murcia, Ley 7/1995 de fauna silvestre, caza y pesca fluvial. Catalogada de "Interés especial" en el registro de la fauna silvestre de vertebrados de Navarra, Orden Foral 0209/1995, de 13 de febrero.

Libros rojos. Citada como "Vulnerable" en el Libro Rojo de los Vertebrados de España (1992).

Sobre el hábitat: alteración de los cauces fluviales por obras hidráulicas. Contaminación de los cauces por vertidos urbanos e industriales. La extracción de áridos, canteras y el lavado de mineral, suponen serios impactos sobre los frezaderos y las zonas de refugio.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

Proteger estrictamente aquellos ríos con poblaciones de trucha sin introgresión genética como las cabeceras de los ríos Bornova, Jerte, Tiétar, Alberche, Arandilla en la cuenca del Tajo, Sella, Nalón, Esva y Navia en la cordillera cantábrica, Pisuerga, Mazo, alto Duero en la cuenca del Duero, Endriñales en la cuenca del Segura, Ter, Nuria y Massanes en las cuencas catalanas, Noguera del Tor en la cuenca del Ebro y Tea y Bubal en la cuenca del Miño. No se deben realizar repoblaciones con individuos foráneos. Se debe favorecer la pesca sin muerte en la mayoría de los ríos españoles. Depurar correctamente los vertidos en los ríos y minimizar los efectos de las obras hidráulicas son dos de las acciones más importantes que se deben llevar a cabo para la conservación de la especie.

ACCIONES REALIZADAS PARA SU CONSERVACIÓN

La mayoría de las Comunidades tienen planes de manejo para esta especie, que incluyen investigación genética y de la biología y ecología de las diferentes poblaciones. Programas de repoblación con individuos autóctonos. Sistemas de vedas y tramos de pesca sin muerte.

BIBLIOGRAFÍA

- Almodóvar A. & G. G. Nicola. 1998. Assessment of a brown trout *Salmo trutta* population in the River Gallo (central Spain): angling effects and management implications. *Italian Journal of Zoology* (Modena) 65: 539-543
- García-Marín J. L., Jorde P. E., Ryman N., Utter F. & C. Pla. 1991. Management implications of genetic differentiation between native and hatchery populations of brown trout (*Salmo trutta*) in Spain. *Aquaculture* 95(3-4) : 235-249
- García-Marín J. L. & C. Pla. 1996. Origins and relationships of native populations of *Salmo trutta* (brown trout) in Spain. *Heredity* 77(3): 313-323
- García-Marín J. L., Sanz N. & C. Pla. 1998. Proportions of native and introduced brown trout in adjacent fished and unfished Spanish rivers. *Conservation Biology* 12(2): 313-319
- García-Marín J. L., Utter F. M. & C. Pla. 1999. Postglacial colonization of brown trout in Europe based on distribution of allozyme variants. *Heredity* 82(1): 46-56
- Lobón-Cerviá J. & P. Fitzmaurice. 1989. Stock assessment, production rates and food consumption in four contrasting Irish populations of brown trout (*Salmo trutta* L.). *Polskie Archiwum Hydrobiologii* 3(3-4): 497-513
- Lobón-Cerviá J., Montañés C. & A. de Sostoa. 1986. Reproductive ecology and growth of a population of brown trout (*Salmo trutta* L.) in an aquifer-fed stream of Old Castile (Spain). *Hydrobiologia* 135(1-2): 81-94
- Lobón-Cerviá J. & P. A. Rincón 1998. Field assessment of the influence of temperature on growth rate in a brown trout population. *Transactions of the American Fisheries Society* 127(5): 718-728
- Lobón-Cerviá J. & C. G. Utrilla. 1993. A simple model to determine stream trout (*Salmo trutta* L.) densities based on one removal with electrofishing. *Fisheries Research* (Amsterdam) 15(4): 369-378
- Lobón-Cerviá J., Utrilla C., Rincón P. A. & F. Amezcua. 1997. Environmentally induced spatio-temporal variations in the fecundity of brown trout *Salmo trutta* L.: trade-offs between egg size and number. *Freshwater Biology* 38(2): 277-288
- Martínez P., Vinas A., Bouza C., Arias J., Amaro R. & L. Sánchez. 1991. Cytogenetical characterization of hatchery stocks and natural populations of sea and brown trout from northwestern Spain. *Heredity* 66(1): 9-17
- Montañés C. & J. Lobón-Cerviá. 1986. Feeding ecology of a population of brown trout (*Salmo trutta* L.) in an aquifer-fed stream of Old Castile, Spain. *Ekologia Polska* 34(2): 203-213
- Morán P., García-Vázquez E., Pendás A. M., Izquierdo J. I., Martín-Ventura J. A. & P. Fernández Rueda. 1993. Status of genetic conservation in salmonid populations from Asturian rivers (north of Spain). *Nato Asi (Advanced Science Institutes) Series Series a Life Sciences* 248: 213-218
- Morán P., Pendás A. M. & E. García-Vázquez. 1996. Mitochondrial DNA variation in wild and hatchery brown trout (*Salmo trutta* L.) populations from Spain. *Aquaculture* 141(1-2): 59-65
- Morán P., Pendás A. M., García-Vázquez E., Izquierdo J. I., & J. Lobón-Cerviá. 1995. Estimates of gene flow among neighbouring populations of brown trout. *Journal of Fish Biology* 46(4): 593-602
- Morán P., Pendás A. M., García-Vázquez E. & A. R. Linde. 1989. Chromosomal and morphological analysis of two populations of *Salmo trutta* *ssp. fario* employed in repopulation. *Journal of Fish Biology* 35(6): 839-843
- Morán P., Pendás A., Izquierdo J. I., Lobón-Cerviá J., & E. García-Vázquez. 1996. Temporal stability of isozyme allele frequencies in wild populations of brown trout (*Salmo trutta* L.). *Hereditas* (Lund) 123(3): 221-225
- Pendás A. M., Morán P., Martínez J. L. & E. García-Vázquez. 1995. Applications of 5S rDNA in Atlantic salmon, brown trout, and in Atlantic salmon x brown trout hybrid identification. *Molecular Ecology* 4(2): 275-276
- Rincón P. A. & J. Lobón-Cerviá. 1993. Microhabitat use by stream-resident brown trout: bioenergetic consequences. *Transactions of the American Fisheries Society* 122(4): 575-587

ESPECIE
EXÓTICA**Salvelinus fontinalis (Mitchell, 1815).** Salvelino

G. GONZÁLEZ

DESCRIPCIÓN

Porte general parecido al de las truchas. Aleta caudal muy escotada en los individuos juveniles, pero sólo algo cóncava en los adultos. El premaxilar sobrepasa el borde posterior del ojo. Las escamas son muy pequeñas y hay unas 230 en la línea lateral. El dorso presenta coloración verdosa, con manchas blancas sinuosas muy características; flancos de color más claro que el dorso, con numerosas manchas rojizas, a veces oceladas. Los mayores tamaños alcanzados en la naturaleza son de 86 cm de longitud cabeza-cuerpo y 9 kg de peso. En cautividad se conocen ejemplares de hasta 15 años de edad. El número cromosómico es de $2n=84$.

Los mayores tamaños alcanzados en la naturaleza son de 86 cm de longitud cabeza-cuerpo y 9 kg de peso. En cautividad se conocen ejemplares de hasta 15 años de edad. El número cromosómico es de $2n=84$.

TAXONOMÍA**Clase:** Actinopterygii**Orden:** Salmoniformes**Familia:** Salmonidae

Sinonimias: *Salmo fontinalis* Mitchill, 1814. *Salvelinus fontinalis* (Mitchill, 1814). *Baione fontinalis* (Mitchill, 1814). *Salmo canadensis* Griffith & Smith, 1834. *Salmo hudsonicus* Suckley, 1861. *Salvelinus timagamiensis* Henn & Rinkenbach, 1925.

BIOLOGÍA Y ECOLOGÍA

Muy pocas poblaciones en España repartidas principalmente por el norte de la Península Ibérica.

Prefiere lagos alpinos y ríos de montaña, de poca corriente y agua fría y oxigenada, con masas de vegetación acuática que les proporcionen refugios. Su alimentación

es muy variada y está basada principalmente en insectos acuáticos, aunque puede alimentarse también de pequeños vertebrados como peces y anfibios.

La reproducción tiene lugar entre los meses de octubre y diciembre. La incubación dura alrededor de 100 días con temperaturas de 5°C.

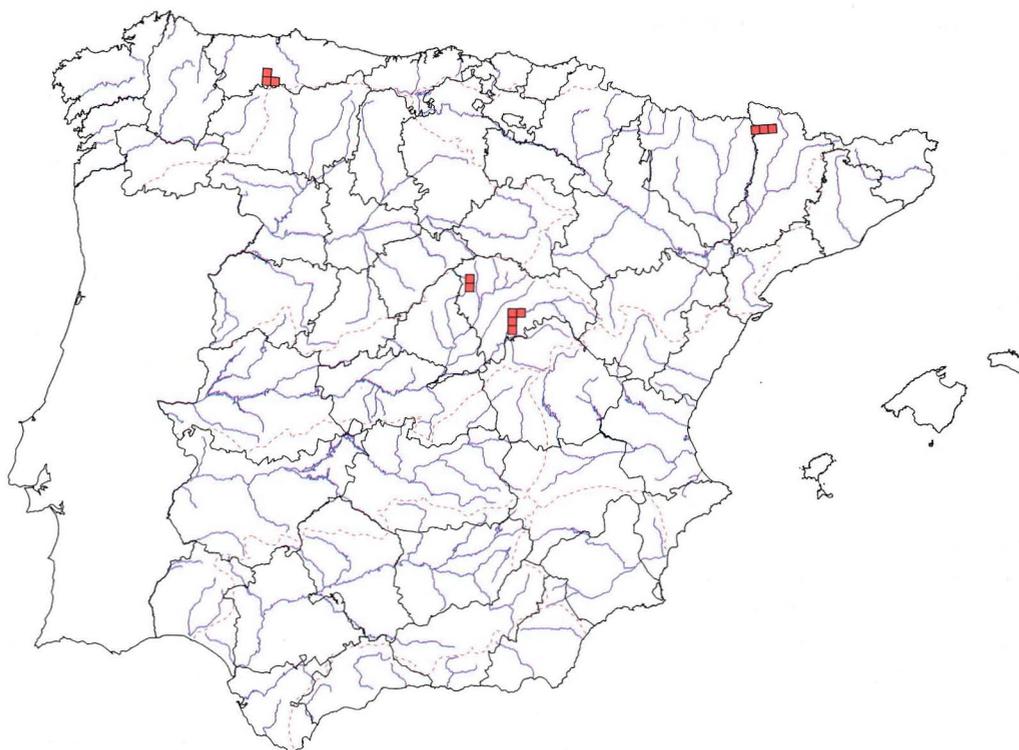
ESTADO DE CONSERVACIÓN**Categoría mundial UICN.** No catalogada**DISTRIBUCIÓN**

Es originaria de América del Norte distribuyéndose por la mayor parte de la costa este de Canadá desde Newfoundland hasta la bahía de Hudson. En Estados Unidos desde Minesota y el norte de Georgia hasta los grandes lagos y cuenca del Misisipi. Esta especie fue introducida en España a finales del siglo

XIX, procedente de la costa oriental de Norteamérica (Lozano Rey, 1935). Su introducción fue realizada en lagos y en las cabeceras de algunos ríos del Sistema Central, Cornisa Cantábrica y Pirineo. Actualmente se extiende a las grandes cuencas hidrográficas del Tajo, Ebro y lagos de la Cordillera Cantábrica.

CONSERVACIÓN

Actualmente se circunscribe a lagos de montaña constituyendo un problema para las diferentes especies de anfibios que habitan en ellos. Debido a su restringida área de distribución es considerada como Rara (R) en la Lista Roja de los Vertebrados de España (Icona, 1986). En el resto de Europa es igualmente una especie introducida.



BIBLIOGRAFÍA

- Blanchfield, P. J. & M. S. Ridgway. 1997. Reproductive timing and use of redd sites by lake spawning brook trout (*Salvelinus fontinalis*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 54(4): 747-756
- Danzmann R. G., Ihssen P. E. & P. D. N. Hebert. 1991. Genetic discrimination of wild and hatchery populations of brook charr, *Salvelinus fontinalis* (Mitchell), in Ontario using mitochondrial DNA analysis. *Journal of Fish Biology* 39: 69-77
- Ferguson M. M., Danzmann R. G. & J. A. Hutchings 1991. Incongruent estimates of population differentiation among brook charr, *Salvelinus fontinalis* from Cape Race, Newfoundland, Canada, based upon allozyme and mitochondrial DNA variation. *Journal of Fish Biology* 39: 79-85
- Flick W. A. 1991. *Brook trout Salvelinus fontinalis*. Stolz, J. & Schnell, J. [Eds]. The wildlife series. Trout. Stackpole Books, Harrisburg. 1-370. Chapter pagination: 196-207
- Johnson J. H. & D. S. Dropkin 1996. Seasonal habitat use by brook trout, *Salvelinus fontinalis* (Mitchell), in a second order stream. *Fisheries Management and Ecology* 3(1): 1-11
- Lachance S. & P. Magnan. 1990. Comparative ecology and behavior of domestic, hybrid, and wild strains of brook trout, *Salvelinus fontinalis*, after stocking. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 47(12): 2285-2292
- Liskauskas A. P. & M. M. Ferguson. 1990. Enzyme heterozygosity and fecundity in a naturalized population of brook trout (*Salvelinus fontinalis*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 47(10): 2010-2015
- Liskauskas A. P. & M. M. Ferguson. 1991. Genetic variation and fitness: a test in a naturalized population of brook trout (*Salvelinus fontinalis*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 48(11): 2152-2162

ESPECIE
EXÓTICA***Esox lucius* Linnaeus, 1758. Lucio**

J. C. PALAU DIEZ

DESCRIPCIÓN

Se trata de un pez que supera con frecuencia los 70 cm, pudiendo llegar a sobrepasar un metro de longitud y 25 kg de peso. Se conocen ejemplares que han vivido 30 años. Tiene entre 110 y 130 escamas en la línea lateral y es de color verdoso, con manchas amarillentas que rompen la uniformidad de los flancos. La boca es una de sus características más llamativas. Es de gran tamaño, ancha, aplanada y recubierta por fuertes dientes. La aleta dorsal se sitúa en la parte posterior del cuerpo, cerca de la aleta caudal y opuesta a la anal. Aunque el número cromosómico más usual es $2n=50$, existen números $2n=36$, $2n=46$ y $2n=48$.

BIOLOGÍA Y ECOLOGÍA

El lucio se extiende por la mayor parte del territorio nacional con poblaciones estables que son sometidas a control en algunos ríos trucheros.

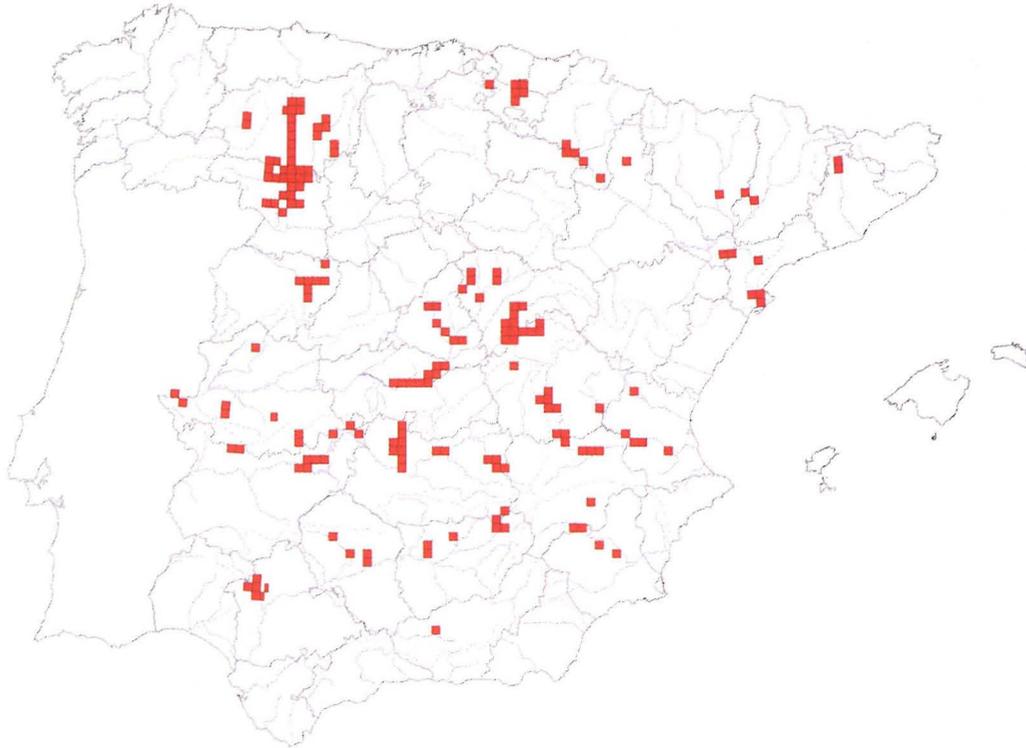
Es un depredador que no realiza migraciones apreciables, viviendo en zonas remansadas, de escasa corriente y vegetación abundante, sobre la que deposita sus huevos. Es altamente territorial y solitario. Los estudios realizados en aguas españolas sobre la dieta del lucio reflejan que es de tipo mixto, al consumir tanto invertebrados como vertebrados, existiendo una relación entre el tamaño del lucio y el tipo de presas consumidas. Se alimenta de invertebrados en los primeros meses de vida pasando gradualmente a consumir peces, que constituyen su dieta casi exclusiva a partir de los 30 cm (Pena *et al.*, 1987; Sánchez-Isarria *et al.*, 1989a). La ausencia de determinados ciprínidos (como la tenca, *Tinca tinca*) en la dieta del lucio, a pesar de ser abundantes en la zona estudiada por Pena *et al.* (1987), podría deberse a la baja posición que ocupan en la columna de agua, al igual que ocurre con el gobio (*Gobio gobio*) de forma que soportarían mejor la depredación del lucio (Rincón *et al.*, 1990). Sin embargo, en las lagunas de Ruidera aparece también el fraile (*Salaria fluviatilis*), un pez bentónico (Elvira *et al.*, 1996)

TAXONOMÍA**Clase:** Actinopterygii**Orden:** Salmoniformes**Familia:** Esocidae

Sinonimias: *Esox lucius* Linnaeus, 1758. *Lucius lucius* (Linnaeus, 1758). *Luccijs vorax* Rafinesque, 1810. *Esox estor* Lesueur, 1818. *Esox lucius variegatus* Fitzinger, 1832. *Esox boreus* Agassiz, 1850. *Esox luciooides* Agassiz & Girard, 1850. *Esox nobilior* Thompson, 1850. *Esox reichertii baicalensis* Dybowski, 1874. *Trematina foveolata* Trautschold, 1884. *Esox lucius atrox* Anikin, 1902. *Esox lucius bergi* Kaganowsky, 1933. *Esox lucius lucius wiliunensis* Kirillov, 1962.

REPRODUCCIÓN

Se reproduce a finales de invierno y principios de la primavera entre enero y marzo. La reproducción suele tener lugar en zonas someras de unos 20 cm de profundidad con abundante vegetación, la hembra es seguida por uno o dos machos y mientras nadan sueltan simultáneamente los huevos y el esperma. El valor medio del número de huevos por kilogramo de peso total de hembra de lucio, encontrado en la cuenca del Esla, es de 36.530 (Agundez *et al.*, 1987), valor que supera a los que aparecen en otras zonas de Europa. Los huevos tardan en eclosionar alrededor de 23-29 días a 6°C y de cuatro a cinco días a 18°C. El lucio puede estar parasitado por *Diphy-*



llobothrium latum el cual puede afectar al ser humano si se consume crudo. La madurez sexual se alcanza con una talla alrededor de los 30 cm con 2-3 años de edad.

DISTRIBUCIÓN

Originalmente tiene una distribución circumpolar ocupando Norte América desde Alaska y el Labrador hasta Pensilvania, Missouri y Nebraska, tanto en los ríos de la vertiente atlántica como en los de la pacífica y ártica. En Eurasia desde Francia hasta Siberia por el este y por el sur hasta el norte de Italia. De forma natural falta en España aunque se conocen fósiles del Pleistoceno para la cuenca del Tajo y también esta ausente del norte de Noruega y del norte de Escocia. Se ha introducido, con fines deportivos y económicos en diversos países. En España fue importada desde Francia en 1949 con fines deportivos (Gutiérrez-Calderón, 1955).

CONSERVACIÓN

Fue uno de los primeros peces piscívoros introducidos en España. En la actualidad ha perdido cierto interés por los pescadores y sus poblaciones se llegan incluso a controlar en zonas trucheras. Sin embargo, sigue siendo por su gran voracidad un grave problema para las especies autóctonas en embalses y ríos de gran caudal.

BIBLIOGRAFÍA

- Bennett K. D. 1983. An occurrence of pike (*Esox lucius* L.) in the Early Post Glacial at Sea Mere, Norfolk, and the origin of British freshwater fishes. *Quaternary Newsletter* 41: 7-10
- Bry C., Bonamy F., Manelphe J. & B. Duranthon. 1995. Early life characteristics of pike, *Esox lucius*, in rearing ponds: temporal survival pattern and ontogenetic diet shifts. *Journal of Fish Biology* 46(1): 99-113
- Casselman J. M. & C. A. Lewis. 1996 Habitat requirements of northern pike (*Esox lucius*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 53(Supplement 1): 161-174
- Chapman C. A. & W. C. Mackay. 1984. Versatility in habitat use by a top aquatic predator, *Esox lucius* L. *Journal of Fish Biology* 25(1): 109-115
- Hart P. J. B. & B. Connellan. 1984. Cost of prey capture, growth rate and ration size in pike, *Esox lucius* L., as functions of prey weight. *Journal of Fish Biology* 25(3): 279-291

ESTADO DE CONSERVACIÓN

Categoría mundial UICN. No catalogada

Legislación nacional. En el Real Decreto 1095/1989 (BOE 12.9.89) se declara como especie objeto de pesca. Asimismo, en el Real Decreto 1118/1989 (BOE 19.9.89) se determina como especie objeto de pesca comercializable.

- Kangur A. & P. Kangur. 1998. Diet composition and size related changes in the feeding of pikeperch, *Stizostedion lucioperca* (Percidae) and pike, *Esox lucius* (Esocidae) in the Lake Peipsi (Estonia). *Italian Journal of Zoology* 65: 255-259
- Pena J. C. 1986. Introducción y expansión del lucio (*Esox lucius* L. 1758) en la península Ibérica: síntesis general y estudio de las poblaciones en la cuenca del Esla. *Limnetica* 2: 241-251
- Pena J. C., Purroy F. J. & J. Domínguez. 1987. *Primeros datos de la alimentación del lucio, Esox lucius L. 1758, en la Cuenca del Esla (España)*. Toja, J. [Ed.]. Actas del 4 Congreso Española de Limnología. Sevilla, 5-8 de mayo de 1987. Servicio de Publicaciones, Universidad de Sevilla, Sevilla: 1-433. Chapter pagination: 271-280
- Seeb J. E., Seeb L. W., Oates D. W. & F. M. Utter. 1987. Genetic variation and postglacial dispersal of northern pike (*Esox lucius*) in North America. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 44(3): 556-561
- Wright R. M. 1990. The population biology of pike, *Esox lucius* L., in two gravel pit lakes, with special reference to early life history: *Journal of Fish Biology* 36(2): 215-229.
- Wright R. M. & E. A. Shoemith. 1988. The reproductive success of pike, *Esox lucius*: aspects of fecundity, egg density and survival. *Journal of Fish Biology* 33(4): 623-636

Abramis bjoerkna (Linnaeus, 1758). Brema blanca

MNCN



DESCRIPCIÓN

Es una especie de talla media que no suele sobrepasar los 25 cm de longitud total, aunque se han llegado a citar ejemplares de 36 cm y 1 kg de peso. El cuerpo está comprimido lateralmente, alto y con la cabeza pequeña con respecto al tamaño del cuerpo. La aleta dorsal es muy alta normalmente con ocho radios blandos y la anal larga con 19 a 22 radios blandos. Los dientes faríngeos se disponen en dos filas (2-5) lo cual les diferencia de la otra especie europea de este género *A. brama* que presenta los dientes en una fila (5). La línea lateral está bien definida y las escamas son grandes con un número de 44-45 a lo largo de la línea lateral. La coloración es más oscura en el dorso y plateada en el vientre. El número de cromosomas es $2n=52$.

BIOLOGÍA Y ECOLOGÍA

Las poblaciones son muy pequeñas y no se conoce su evolución actual. Ha desaparecido ya de la Comunidad de Valencia.

Vive en ríos, lagos y embalses con aguas quietas. Suelen formar cardúmenes en primavera y verano, mientras que en invierno se separan para hibernar. Se alimenta sobre el fondo de invertebrados acuáticos y plantas. Los juveniles se alimentan de zooplancton.

La reproducción tiene lugar entre los meses de mayo a julio. La madurez sexual se alcanza a los tres años en los machos y a los cuatro años en las hembras. Las hembras depositan sobre el sustrato de 17.000 a 109.000 huevos. Estos son de tamaño pequeño y su diámetro oscila alrededor de 2 mm. La incubación dura entre cuatro y seis días.

ESTADO DE CONSERVACIÓN

Categoría mundial UICN. No catalogada

DISTRIBUCIÓN

Europa desde los Pirineos a los Urales. Falta en las penínsulas mediterráneas. En España ha sido introducida en la década de los 90. La ausencia de interés deportivo o comercial de esta especie hace inexplicable los motivos de su introducción. Hay algunas poblaciones en el litoral mediterráneo.

TAXONOMÍA

Clase: Actinopterygii

Orden: Cypriniformes

Familia: Cyprinidae

Sinonimias: *Blicca bjorkna* (Linnaeus, 1758). *Cyprinus bjoerkna* Linnaeus, 1758. *Blicca bjoerkna* (Linnaeus, 1758). *Abramis bjoerkna* (Linnaeus, 1758). *Abramis blicca* (Linnaeus, 1758). *Blicca björkna* (Linnaeus, 1758). *Cyprinus gieben* Wulff, 1765. *Cyprinus plestya* Leske, 1774. *Cyprinus blicca* Bloch, 1782. *Cyprinus latus* Gmelin, 1789. *Cyprinus meckel* Hermann, 1804. *Cyprinus gibbosus* Pallas, 1814. *Cyprinus laskyr* GÜldenstädt, 1814. *Blicca argyroleuca* Heckel, 1843. *Abramis erythropterus* Valenciennes, 1844. *Abramis micropteryx* Valenciennes, 1844. *Blicca intermedia* Fatio, 1882. *Blicca bjoerkna transcaucasica* Berg, 1916. *Blicca bjoerkna derjavini* Dadikyan, 1970.



CONSERVACIÓN

Su introducción reciente en nuestros ríos no permite evaluar cual será su efecto.

BIBLIOGRAFÍA

- Balon E. K. 1992. How dams on the River Danube might have caused hybridization and influenced the appearance of a new cyprinid taxon. *Environmental Biology of Fishes* 33(1-2): 167-180
- Lammens E. H. R. R., Frank-Landman A., McGillivray P. J. & B. Vlink. 1992. The role of predation and competition in determining the distribution of common bream, roach and white bream in Dutch eutrophic lakes. *Environmental Biology of Fishes* 33(1-2): 195-205
- Lebedeva T. V. & A. M. Senichev. 1995. Regularities of feeding of young silver bream *Blicca bjoerkna* in reservoirs. *Voprosy Ikhtologii* 35(5): 718-720
- Marszal L., Grzybkowska M., Penczak T. & W. Galicka. 1996. Diet and feeding of dominant fish populations in the impounded Warta River, Poland. *Polskie Archiwum Hydrobiologii* 43(2): 185-201
- Specziar A., Biro P. & Tolg L. 1998. Feeding and competition of five cyprinid fishes in different habitats of the Lake Balaton littoral zone, Hungary. *Italian Journal of Zoology* 65: 331-336
- Spindler T. 1995. The influence of high waters on stream fish populations in regulated rivers. *Hydrobiologia* 303(1-3) 28: 159-161
- Spivak E. G. 1987. Peculiarities of reproduction of the white bream *Blicca bjoerkna* (L.) in bays of the Kachovsk Reservoir. *Voprosy Ikhtologii* 27(1): 101-105

***Alburnus alburnus* (Linnaeus, 1758). Alburno**ESPECIE
EXÓTICA

F. GÓMEZ CARUANA

**DESCRIPCIÓN**

Especie de pequeño tamaño que suele alcanzar los 15 cm de longitud, con una talla máxima reportada de 25 cm. El cuerpo es alargado y comprimido lateralmente. La aleta dorsal esta situada más cerca del comienzo de la caudal que del hocico. La boca es súpera. El pedúnculo caudal es largo y estrecho. La aleta dorsal es corta con 8 radios ramificados y la aleta anal larga con 16-19 radios ramificados. Las escamas son grandes y su número en la línea lateral es de 47-52.

TAXONOMÍA**Clase:** Actinopterygii**Orden:** Cypriniformes**Familia:** Cyprinidae

Sinonimias: *Cyprinus alburnus* Linnaeus, 1758. *Alburnus alburnus* (Linnaeus, 1758). *Leuciscus alburnus* (Linnaeus, 1758). *Abramis alburnus* (Linnaeus, 1758). *Cyprinus albor* Scopoli, 1786. *Cyprinus lanceolatus* Bloch, 1801. *Aspius ochrodon* Fitzinger, 1832. *Aspius arborella* Bonaparte, 1841. *Aspius alburnoides* Selys-longchamps, 1842. *Alburnus lucidus* Heckel, 1843. *Alburnus alborella* Filippi, 1844. *Alburnus ausonii* Bonaparte, 1844. *Alburnus alburnus alborella* (De Filippi, 1844). *Leuciscus dolabratus* Valenciennes, 1844. *Alburnus acutus* Bonaparte, 1845. *Alburnus fracchia* Bonaparte, 1845. *Alburnus gracilis* Bonaparte, 1845. *Alburnus obtusus* Bonaparte, 1845. *Alburnus scoranza* Bonaparte, 1845. *Alburnus strigio* Bonaparte, 1845. *Alburnus avola* Bonaparte, 1846. *Leuciscus alburnellus* Martens, 1857. *Alburnus breviceps* Heckel & Kner, 1858. *Alburnus fracchia* Heckel & Kner, 1858. *Alburnus lucidus lacustris* Heckel & Kner, 1858. *Alburnus scoranza* Heckel & Kner, 1858. *Alburnus scoranzoides* Heckel & Kner, 1858. *Alburnus alborella lateristriga* Canestrini, 1864. *Alburnus lucidus angustior* Walecki, 1864. *Alburnus lucidus latior* Walecki, 1864. *Alburnus fabraei* Blanchard, 1866. *Alburnus mirandella* Blanchard, 1866. *Alburnus linnei* Malm, 1877. *Alburnus arquatus* Fatio, 1882. *Alburnus lucidus colobocephala* Fatio, 1882. *Alburnus lucidus elata* Fatio, 1882. *Alburnus lucidus elongata* Fatio, 1882. *Alburnus lucidus oxycephala* Fatio, 1882. *Alborella maxima* Fatio, 1882. *Alburnus lucidus ilmenensis* Warpachowski, 1886. *Alburnus alburnus macedonicus* Karaman, 1928. *Alburnus alburnus thessalicus* Stephanidis, 1950. *Alburnus alburnus strumicae* Karaman, 1955.

ESTADO DE CONSERVACIÓN**Categoría mundial UICN.** No catalogada**BIOLOGÍA Y ECOLOGÍA**

Poblaciones en aumento, especialmente en las cuencas del Ebro y Júcar.

Vive en ríos y lagos cerca de la superficie alimentándose de zooplancton, crustáceos e insectos.

La mayor parte de los individuos alcanzan la madurez sexual a los dos años de edad aunque algunos pueden ser ya maduros con un año. La freza suele ocurrir en invierno entre los meses de noviembre y enero.

DISTRIBUCIÓN

Vive en Europa desde la vertiente norte de los Pirineos hasta los Urales. En Italia, Grecia, Dalmacia y Cáucaso es sustituida por un grupo de especies vicariantes muy emparentadas filogenéticamente. En España es una especie exótica que ha sido introducida con fines aparentemente deportivos en la década de los noventa. Se distribuye por la cuenca del Ebro y otros ríos mediterráneos.



CONSERVACIÓN

Esta especie ha tenido una gran expansión en los últimos años, no existiendo estudios sobre su impacto en la ictiofauna autóctona.

BIBLIOGRAFÍA

- Backe-Hansen P. 1982. Age determination, growth and maturity of the bleak *Alburnus alburnus* (L.) (Cyprinidae) in Lake Oyeren, SE Norway. *Fauna Norvegica* series A 3: 31-36
- Barus V. & M. Prokes. 1996. Fecundity of the bleak (*Alburnus alburnus*) in the Mostiste Reservoir, Czech Republic. *Folia Zoologica* 45(4): 325-330
- Marszał L., Grzybkowska M., Penczak T. & W. Galicka. 1996. Diet and feeding of dominant fish populations in the impounded Warta River, Poland. *Polskie Archiwum Hydrobiologii* 43(2): 185-201

***Anaecypris hispanica* (Steindachner, 1866.) Jarabugo**ESPECIE
AUTÓCTONA

Portugués: Saramarugo.



S. PEIRÓ

DESCRIPCIÓN

Es un pez de pequeño tamaño que raramente alcanza los 10 cm. Cabeza pequeña con boca muy súpera. Pedúnculo caudal largo y estrecho. La aleta dorsal, situada posteriormente a las ventrales, tiene los primeros radios muy largos. Existe una quilla entre las aletas ventrales y la anal. Escamas muy pequeñas que no se encuentran bien imbricadas por lo que son caedizas, pudiéndose contar a lo largo de una línea longitudinal al cuerpo del orden de 59 a 71. La posesión de una línea lateral incompleta o ausente en alguno de los lados del cuerpo es muy característica de la especie. Coloración del cuerpo amarillenta o parda con el dorso y los laterales finamente moteados de negro. El número de branquiaspinas es de 82 a 130.

BIOLOGÍA Y ECOLOGÍA

Muy fragmentada y en continuo declive. La población de la cuenca del Guadalquivir parece haber desaparecido por los vertidos de Azuaga.

Vive en pequeños arroyos de corriente lenta, con vegetación sumergida y fondos pedregosos. La dieta está constituida por invertebrados planctónicos y bentónicos, completada por fanerógamas, algas y detritos.

Prácticamente no existen datos sobre su reproducción sólo se conoce que los individuos con 3 cm son reproductores.

DISTRIBUCIÓN

España: en España vive en ríos de la cuenca del Guadiana.

UE: en Portugal aparece en las subcuencas de los ríos Gévora (Abrilongo), Caia, Álamo, Degebe (Pecena y Pardiela), Ardila (Murtega, Murtigão y Safara), Carreiras, Chança, Vascão, Foupana, y Odeleite.

Mundo: especie endémica de la Península Ibérica.

FACTORES DE AMENAZA

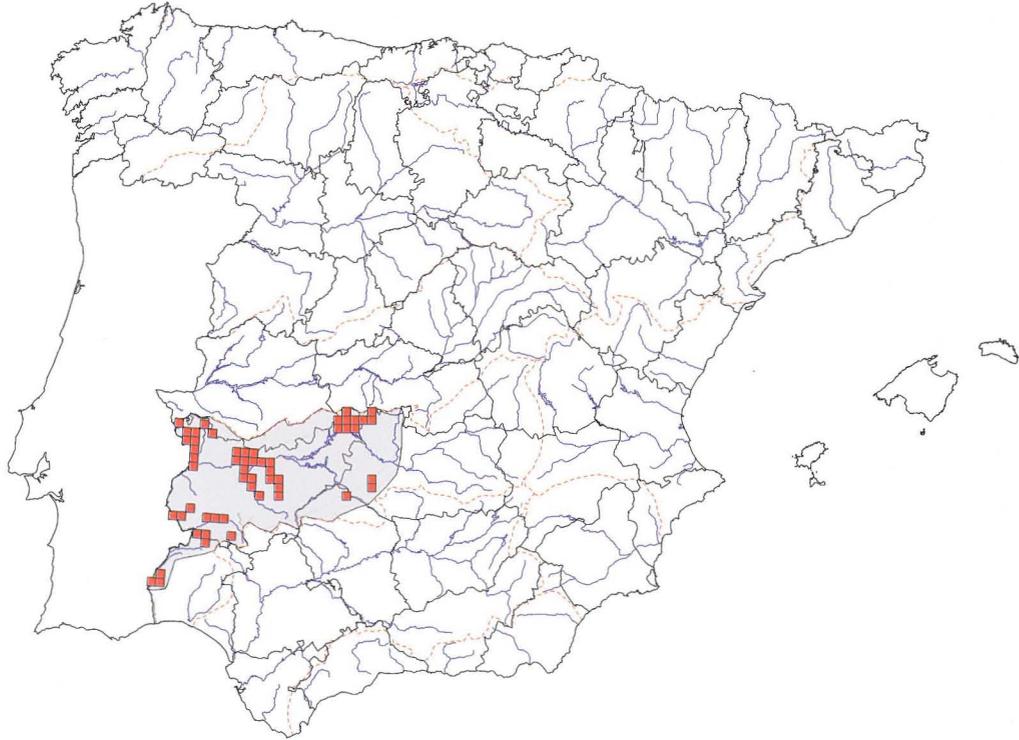
Sobre la especie: la introducción de especies exóticas en la cuenca del Guadiana.

Sobre el hábitat: la regulación de los ríos junto con la contaminación procedente de los núcleos urbanos, industrias y explotaciones mineras hacen que sus poblaciones estén muy amenazadas.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

Conservación de su hábitat y control de las poblaciones de especies introducidas. Debería figurar como «En Peligro de extinción» en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas, Real Decreto 439/90.

TAXONOMÍA**Clase:** Actinopterygii**Orden:** Cypriniformes**Familia:** Cyprinidae**Sinonimias:** *Phoxinus hispanicus* Steindachner, 1866. *Phoxinellus hispanicus* (Steindachner, 1866). *Pseudophoxinus hispanicus* (Steindachner, 1866).



ACCIONES REALIZADAS PARA SU CONSERVACIÓN

Una de las principales poblaciones para la especie está situada en el Parque Nacional de Cabañeros. En Portugal se ha llevado a cabo un Programa Life/ Naturaleza 1997-2000 cuyos principales objetivos fueron la conservación de la especie y su hábitat, intentar la reproducción *in vitro* y un programa de cría en cautividad.

ESTADO DE CONSERVACIÓN

Categoría mundial UICN. EN A1ace, B1 + 2ce (En Peligro)

Categoría para España. EN A1ace, B1 + 2ce (En Peligro)

Justificación de los criterios

Criterio A. Se observa una reducción drástica tanto en su área de distribución global como en el número de localidades en los últimos 10 años, debido a la introducción de especies exóticas especialmente de la perca americana (*Micropterus salmoides*), el pez sol (*Lepomis gibbosus*) y el cangrejo americano (*Procambarus clarkii*). Esta última especie no depreda sobre el jarabugo pero aumenta la turbidez de los arroyos, dando lugar a la desaparición de una parte importante de las fanerógamas acuáticas que constituyen las zonas de refugio y reproducción de la especie.

Criterio B. Presenta un área de ocupación en España menor de 100 km² y en un declive continuado tanto en su distribución como en el número de individuos.

Legislación nacional. Figura como "Vulnerable" en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas, Real Decreto 439/90.

Legislación autonómica. Catalogada como "En Peligro de Extinción" en el Anejo I del Catálogo regional de especies amenazadas de Extremadura, ley 8/1998 de 26 de junio. Catalogada como "Vulnerable" en el Catálogo regional de especies amenazadas de Castilla-La Mancha, Decreto 33/1998 del 5 de mayo.

Convenios internacionales. En el Anejo III del Convenio de Berna 82/72.

Directivas europeas. Anejos II y IV de la Directiva de Hábitat del 21 de mayo de 1992.

Libros rojos. Citada como "En Peligro" en el Libro Rojo de los Vertebrados de España (1992) y en el Libro Vermelho de los vertebrados de Portugal.



A. DE SOSTOA

BIBLIOGRAFÍA

- Barrachina P., Sunyer C. & I. Doadrio. 1989. Sobre la distribución geográfica de *Anaecypris hispanica* (Steindachner, 1866) (Osteichthyes, Cyprinidae). *Doñana Acta Vertebrata* 16(2): 293-295
- Bogutskaya N. & M. J. Collares-Pereira. 1997. Redescription of the Iberian cyprinid *Anaecypris hispanica* with comments on its taxonomic relationships. *Ichthyological Exploration of Freshwaters* 7(3-4): 243-256
- Collares-Pereira M. J. 1980. Population variability of *Pseudophoxinus hispanicus* (Steindachner, 1866) (Pisces, Cyprinidae). *Archivos do Museo Bocage* 7 (21): 363-388
- Collares-Pereira M. J. 1983. Les Phoxinelles circum-méditerranéens (avec la description d'*Anaecypris* n. gen.) (Poissons, Cyprinidae). *Cybium* 7(3): 1-7
- Collares-Pereira M. J. 1985. Cytotaxonomic studies in Iberian cyprinids 2. Karyology of *Anaecypris hispanica* (Steindachner, 1866), *Chondrostoma lemmingi* (Steindachner, 1866), *Rutilus arcasi* (Steindachner, 1866) and *R. macrolepidotus* (Steindachner, 1866). *Cytologia* (Tokyo) 50(4) 1985: 879-890
- Collares-Pereira M. J. 1991. *Anaecypris hispanica* (Steindachner), a cyprinid fish in danger of extinction. *Journal of Fish Biology* 37 (Supp. A): 227-229
- Collares-Pereira M. J. & C. Almaça. 1979. *Pseudophoxinus hispanicus* (Steindachner, 1866), Cyprinidae nouveau pour le Portugal. *Bulletin du Museum Nationale Histoire Naturelle*, Paris, 4e sér, 1, section A 1, 285-287
- Collares-Pereira M. J., Cowx I. G., Rodrigues. J. A., Rogado L. & L. Moreira da Costa. 1999. The status of *Anaecypris hispanica* in Portugal: problems of conserving a highly endangered Iberian fish. *Biological Conservation* 88(2): 207-212
- Doadrio I. & J. Lobón-Cervia. 1979. Nuevos datos sobre el jarabugo, *Phoxinellus hispanicus* (Steindachner, 1866) (Pisces, Cyprinidae). *Doñana Acta Vertebrata* 6(2) 1979: 137-145
- Rodríguez-Jiménez A. J. 1987. Relaciones tróficas de una comunidad íctica, durante el estío en el río Aljucén (Extremadura-España). *Miscellanea Zoologica* 11, 249-256
- Steindachner F. 1866. Ichthyologischer Bericht über eine nach Spanien und Portugal unternommene Reise. Zur Flussfischfauna des südlichen Theiles von Spanien und Portugal. *Sitz. Ber. Akad. Wiss., Math.- Nat. Cl.* 54, 261-272

ESPECIE
AUTÓCTONA

Barbus bocagei Steindachner, 1864. Barbo común

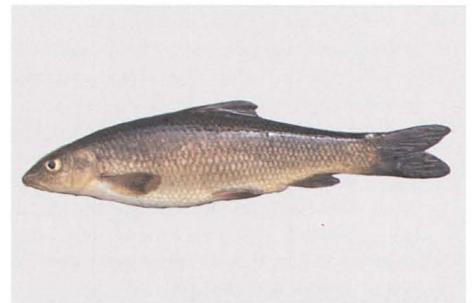
Vasco: Barbo arrunta. Portugués: Barbo.



J. C. PALAU DIAZ

DESCRIPCIÓN

Especie de tamaño relativamente grande comparada con las otras especies de ciprínidos que habitan en la Península Ibérica, conociéndose ejemplares de hasta 1 m de longitud. Boca protráctil y en posición ínfera con un labio superior grueso y el inferior a menudo retraído, dejando ver el dentario. Dos pares de barbillas en la mandíbula superior, cortas en relación a la cabeza, no llegando el primer par al borde anterior del ojo y el segundo par al borde posterior. El último radio de la aleta dorsal tiene denticulaciones que en los adultos ocupan sólo una pequeña zona situada por debajo de la mitad del mismo. La aleta anal es pequeña, siendo más larga en la hembra, hecho relacionado con la forma de realizar la puesta. En la época de celo los machos presentan tubérculos nupciales en la región cefálica. La coloración varía mucho según los ríos y sobre todo según la fase de desarrollo en la que se encuentran. Los juveniles presentan manchas oscuras que desaparecen en los adultos.



I. DOADRIO

BIOLOGÍA Y ECOLOGÍA

Es localmente abundante aunque con una tendencia regresiva.

El barbo común frecuenta ríos de corriente lenta, sin embargo en épocas de freza realiza migraciones río arriba pudiendo aparecer entonces en zonas de corriente rápida. En la cuenca del Tajo es sustituido en las partes bajas por *Barbus comizo*. Su alimentación es detritívora y bentónica, consumiendo preferentemente larvas de insectos.

El período de reproducción tiene lugar entre los meses de febrero y junio, soliendo realizar la puesta entre mayo y junio. Los machos maduran sexualmente a partir de los 7 cm, mientras que las hembras alcanzan la madurez sexual entre los 18 y los 20 cm. El 92% de los machos son maduros sexualmente a los 3 años de edad, el 50% de las hembras lo son a los 6 años y el 100% a los 8 años. Las hembras ponen de

10.000 a 25.000 huevos y tienen hábitos litófilos. La hembra con su aleta anal excava un surco donde deposita los huevos.

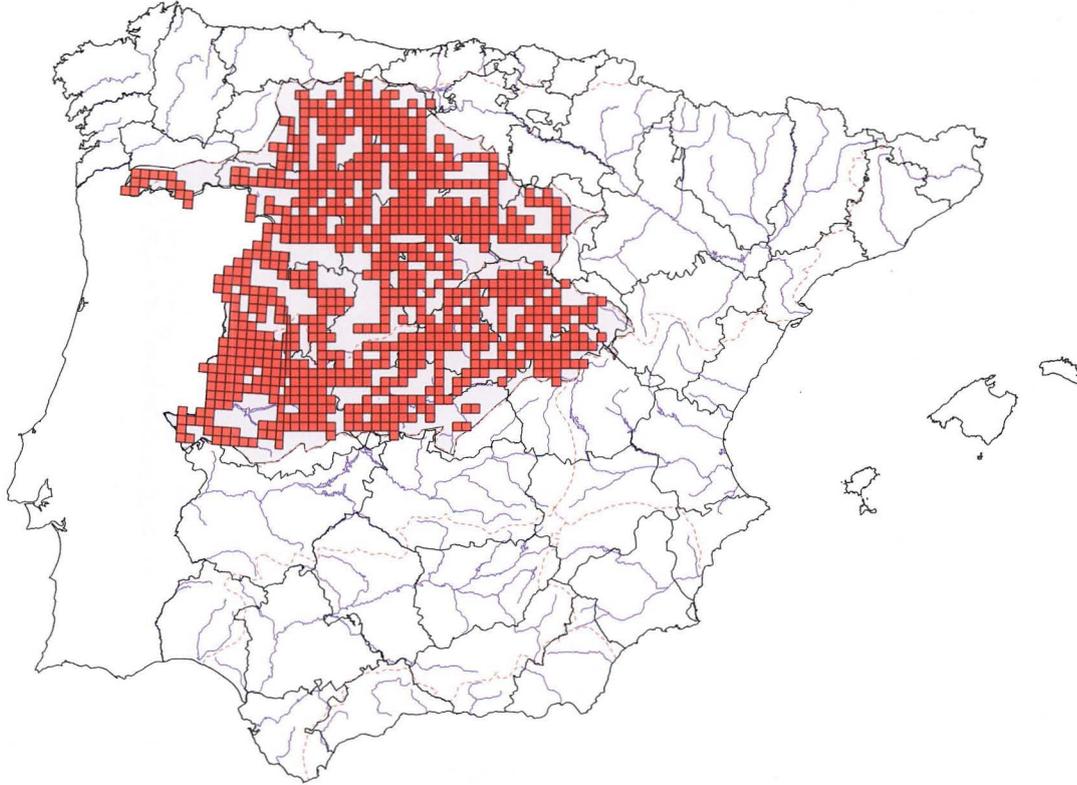
TAXONOMÍA

Clase: Actinopterygii

Orden: Cypriniformes

Familia: Cyprinidae

Sinonimias: *Barbus bocagii* Steindachner, 1865. *Barbus barbatus bocagei* Steindachner, 1865. *Barbus capito bocagei* Steindachner, 1865.



DISTRIBUCIÓN

España: se distribuye en las cuencas de los ríos Tajo, Duero y Limia. Aunque ha sido citada en la cuenca del río Miño, en la actualidad parece haber desaparecido de esta área.

UE: se encuentra también en Portugal.

Mundo: *Barbus bocagei* es una especie endémica de la Península Ibérica.

FACTORES DE AMENAZA

Sobre el hábitat: las principales amenazas son la realización de diversas infraestructuras hidráulicas, como canalizaciones, construcción de presas, etc. la contaminación por vertidos industriales, urbanos y agrícolas; la extracción de agua para fines agrícolas y la extracción de áridos que destruye los frezaderos.

ESTADO DE CONSERVACIÓN

Categoría mundial UICN. No catalogada

Categoría UICN propuesta. LR/nt Bajo Riesgo-No Amenazada

Justificación de los criterios. Las principales causas del declive de esta especie son la introducción de especies exóticas como el pez sol (*Lepomis gibbosus*), el pez gato (*Ameiurus melas*), black-bass (*Micropterus salmoides*), lucio (*Esox lucius*), lucioperca (*Stizostedion lucioperca*) y diversas especies de ciprínidos. Este declive se estima que será en los próximos años cercano al 20% en el área de ocupación de la especie. El hábitat de la especie se deteriora por las infraestructuras hidráulicas proyectadas en su área de presencia, el aumento de vertidos urbanos, agrícolas e industriales y la extracción de agua con fines agrícolas. Las poblaciones están en disminución pero aún son bastante abundantes.

Legislación nacional. Declarada especie de pesca en el Real Decreto 1095/89, por el que se declaran las especies objeto de caza y pesca. Figura como especie comercializable en el Real Decreto 1118/89 por el que se determinan las especies objeto de caza y pesca comercializables.

Convenios internacionales. En el Anejo III del Convenio de Berna 82/72.

Directivas europeas. Anejo V de la Directiva de Hábitat del 21 de mayo de 1992.

Libros rojos. Citada como "No Amenazada" en el Libro Rojo de los Vertebrados de España (1992).

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

Control de los vertidos y depuración de los mismos. Se deben corregir adecuadamente los impactos derivados de las infraestructuras hidráulicas. No deben darse concesiones de riegos cuando el agua baje por niveles inferiores a los adecuados para la vida de los peces. Se debe corregir adecuadamente el impacto de las extracciones de áridos en los ríos y sólo dar las concesiones imprescindibles. Debería realizarse un programa de 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. Es necesario realizar un programa de seguimiento sobre la evolución de las poblaciones de esta especie.

ACCIONES REALIZADAS PARA SU CONSERVACIÓN

Ninguna.

BIBLIOGRAFÍA

- Collares-Pereira M. J., Martins M. J., Pires A. M., Geraldés A. M. & M. M. Coelho. 1996. Feeding behaviour of *Barbus bocagei* assessed under a spatio-temporal approach. *Folia Zoologica* 45(1): 65-76
- Doadrio I., Garzón P., Álvarez J. & P. Barrachina. 1987. La distribución del *Barbus bocagei* Steindachner, 1865 (Ostariophysi, Cyprinidae) en la Península Ibérica. *Doñana, Acta Vertebrata*, 14: 125-131
- Lobón-Cerviá J. & A. de Diego. 1988. Feeding strategy of the barbel (*Barbus bocagei* Steind.) with relation to benthos composition. *Archiv Fuer Hydrobiologie* 114(1): 83-95
- Lobón-Cerviá J. & C. Fernández-Delgado. 1984. On the biology of the barbel (*Barbus barbatus bocagei*) in the Jarama River. *Folia Zoologica* 33(4): 371-384
- Magalhaes M. F. 1992. Feeding ecology of the Iberian cyprinid *Barbus bocagei* Steindachner, 1865 in a lowland river. *Journal of Fish Biology* 40(1): 123-133
- Rojo A. 1987. The osteology of *Barbus bocagei* (Steindachner, 1866) (Pisces: Cyprinidae). *Doñana, Acta Vertebrata* 14: 5-40
- Rojo A. & P. Ramos. 1982. Contribucion al conocimiento de la biometria y osteologia de *Barbus barbatus bocagei*, Steindachner, 1866 (Pisces: Cyprinidae). *Doñana, Acta Vertebrata* 9: 27-39

***Barbus comizo* Steindachner, 1864. Barbo comizo**

Vasco: Barbo iberiana. Portugués: Cumba.



A. DE SOSTOA

DESCRIPCIÓN

Es la especie dentro del género *Barbus* que puede alcanzar un mayor tamaño, conociéndose ejemplares que superan el metro de longitud total. Su cuerpo es alargado, sobre todo en la región caudal donde se estrecha considerablemente. Se diferencia de otras especies del mismo género presentes en la Península Ibérica por el alargamiento que experimenta la cabeza en los ejemplares adultos. Este alargamiento cefálico afecta especialmente al hocico el cual se hace muy prominente y algo cóncavo. Las barbillas son cortas con relación a la cabeza, no alcanzando las primeras el borde anterior del ojo, ni las segundas el borde posterior. El último radio sencillo de la aleta dorsal es muy robusto y fuertemente denticulado. Las hembras presentan una aleta anal más larga que los machos y alcanzan mayor tamaño. En la época de reproducción los machos muestran unos tubérculos nupciales muy acentuados en la parte anterior de la cabeza.

BIOLOGÍA Y ECOLOGÍA

Debido a su preferencia por los tramos bajos de los ríos, los cuales son los que han sufrido mayor deterioro en España por la contaminación urbana e industrial, sus poblaciones se encuentran en regresión.

El barbo comizo prefiere ríos profundos con poca velocidad de corriente. Por esta razón no se ve tan perjudicado como otras especies de este género por la construcción de embalses. Tiene hábitos alimentarios planctónicos consumiendo preferentemente insectos y ocasionalmente otros peces.

La reproducción está poco estudiada pero se extiende desde mayo a junio.

DISTRIBUCIÓN

España: sólo vive en las cuencas de los ríos Tajo y Guadiana. También existen citas en el bajo Guadalquivir y en el Ebro pero en estas áreas parece haberse extinguido.

UE: también en Portugal.

Mundo: esta especie es un endemismo de la Península Ibérica.

FACTORES DE AMENAZA

Sobre la especie: la introducción de especies exóticas, la mayoría de ellas piscívoras en los ríos españoles es la principal causa de su declive.

Sobre el hábitat: las principales amenazas son la realización de diversas infraestructuras hidráulicas, como canalizaciones, construcción de presas, etc. la contaminación por vertidos industriales, ur-

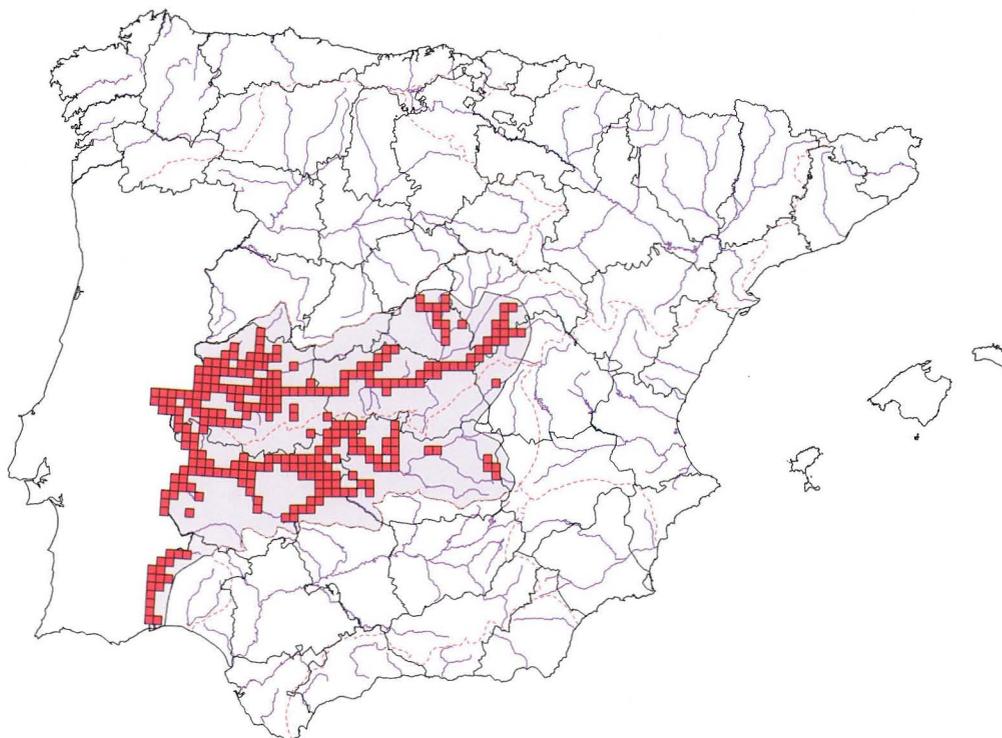
TAXONOMÍA

Clase: Actinopterygii

Orden: Cypriniformes

Familia: Cyprinidae

Sinonimias: *Barbus comiza* Steindachner, 1864. *Barbus steindachneri* Almaça, 1967.



banos y agrícolas; la extracción de agua para fines agrícolas y la extracción de áridos que destruye los frezaderos.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

Control de los vertidos y depuración de los mismos. Corregir adecuadamente los impactos derivados de las infraestructuras hidráulicas. No dar concesiones de riegos 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. Realizar un seguimiento sobre la evolución de las poblaciones de esta especie.

ESTADO DE CONSERVACIÓN

Categoría mundial UICN. VU A2ce (Vulnerable)

Categoría para España. VU A2ce (Vulnerable)

Justificación de los criterios. La introducción de especies exóticas en su área de ocupación como son el pez sol (*Lepomis gibbosus*), el pez gato (*Ameiurus melas*), perca americana (*Micropterus salmoides*), lucio (*Esox lucius*), lucioperca (*Stizostedion lucioperca*) y diversas especies de ciprínidos es una de las principales causas del declive de esta especie. Esta disminución se estima que será en los próximos años de al menos el 20% en el área de ocupación de la especie y en la calidad de su hábitat. Este último se deteriora por las infraestructuras hidráulicas proyectadas en su área de presencia, el aumento de vertidos urbanos, agrícolas e industriales y la extracción de agua con fines agrícolas. Las poblaciones del Guadalquivir parecen haberse extinguido, así como las de la cuenca del Ebro.

Legislación nacional. Declarada especie de pesca en el Real Decreto 1095/89, por el que se declaran las especies objeto de caza y pesca. Figura como especie comercializable en el Real Decreto 1118/89 por el que se determinan las especies objeto de caza y pesca comercializables.

Legislación autonómica. Catalogada como "En Peligro de Extinción" en el Catálogo regional de especies amenazadas de fauna y flora silvestres de la Comunidad de Madrid, 18/92 del 26 de marzo.

Convenios internacionales. En el Anejo III del Convenio de Berna 82/72.

Directivaseuropeas. Anejos II y V de la Directiva de Hábitat del 21 de mayo de 1992.

Libros rojos. Citada como "Vulnerable" en el Libro Rojo de los Vertebrados de España (1992).

ACCIONES REALIZADAS PARA SU CONSERVACIÓN

Ninguna.

BIBLIOGRAFÍA

- Doadrio I. 1988. Sobre la taxonomía de *Barbus comiza* Steindachner 1865 (Ostariophysi: Cyprinidae). *Doñana, Acta Vertebrata*, 15(1): 19-28
- Doadrio I. 1990. Phylogenetics relationships and classification of western palearctic species of the genus *Barbus* (Osteichthyes, Cyprinidae). *Aquatic Living Resources*, 3: 265-282
- Encina L. & C. Granado. 1990. Morfoecología trófica en el género *Barbus*. (Pisces, Cyprinidae). *Limnetica* 6:35-46

ESPECIE
AUTÓCTONA***Barbus graellsii* Steindachner, 1866. Barbo de Graells**

Catalán: Barb comú. Vasco: Mendi-barboa.



A. SOSTOA Y X. FERRER

DESCRIPCIÓN

Especie de gran tamaño, que puede alcanzar tallas máximas de hasta 80 cm de longitud total, aunque la mayoría no suele superar los 35 cm. El cuerpo es más alargado y esbelto que el de las especies que le son más próximas, es decir: *B. bocagei*, *B. guiraonis* y *B. sclateri*. La aleta dorsal en los ejemplares adultos no presenta denticulaciones en el último radio sencillo, mientras que pueden

aparecer de forma excepcional en los ejemplares más jóvenes. La aleta dorsal se encuentra en la misma vertical que las aletas ventrales, siendo el perfil de la primera recto o ligeramente cóncavo. Las barbillas son largas con relación a la cabeza, alcanzando la primera el borde anterior del ojo y la segunda el borde posterior. Los labios en general son gruesos, presentando el inferior un lóbulo medio bien desarrollado. Los machos son más pequeños que las hembras y en época de reproducción muestran tubérculos nupciales muy desarrollados en la región anterior de la cabeza. El color del cuerpo es pardo verdoso y moteado en juveniles. En el Delta del Ebro, los machos viven entre 11 y 12 años, es decir, menos que las hembras que suelen vivir hasta los 16 años; edades que corresponden respectivamente a intervalos de talla de 38-40 cm para machos y 42-46 cm para hembras.

TAXONOMÍA**Clase:** Actinopterygii**Orden:** Cypriniformes**Familia:** Cyprinidae**Sinonimias:** *Barbus graellsii* Steindachner, 1866.
Barbus meridionalis graellsii Steindachner, 1866.
Barbus capito graellsii Steindachner, 1866. *Barbus bocagei graellsii* Steindachner, 1866.

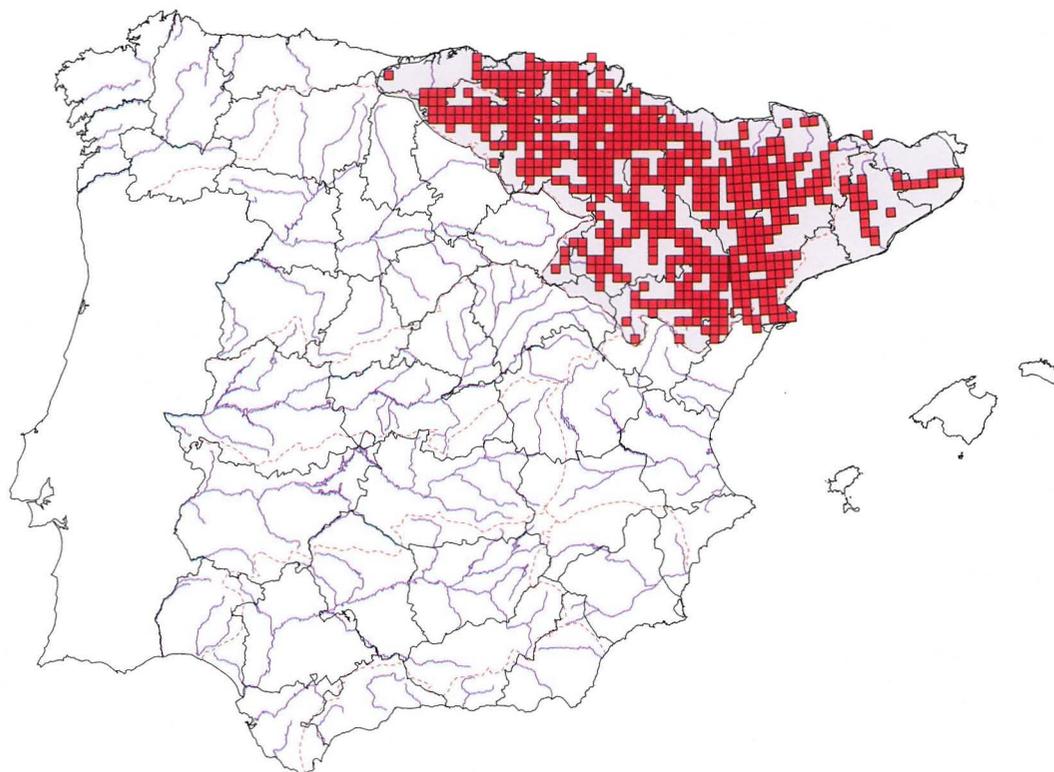
ta del Ebro, los machos viven entre 11 y 12 años, es decir, menos que las hembras que suelen vivir hasta los 16 años; edades que corresponden respectivamente a intervalos de talla de 38-40 cm para machos y 42-46 cm para hembras.

BIOLOGÍA Y ECOLOGÍA

Existe una tendencia marcadamente regresiva, en la poblaciones, aunque todavía es localmente abundante en algunos ríos.

Barbus graellsii es una especie que puede colonizar todo tipo de medios, aunque prefiere los cursos medios y bajos de los ríos. En los tramos altos de su área de distribución esta especie es sustituida por *B. baasi* y *B. meridionalis*. Se la encuentra en los tramos altos únicamente en la época de reproducción, buscando zonas de arena y grava donde realizar la puesta, siendo ésta una especie litófila. Como ocurre en otras especies del género *Barbus*, prefiere zonas tranquilas con vegetación y raíces de árboles y cuevas donde encuentra refugios. Tienen hábitos gregarios, para lo que suelen formar agrupaciones, incluso con otras especies de ciprínidos, como *Squalius cephalus* y *Chondrostoma toxostoma*. Presentan una alimentación variada, según la disponibilidad de recursos del medio, pero en general se alimentan tanto de algas como de macroinvertebrados acuáticos.

Machos y hembras alcanzan la madurez sexual a los 4 años (algunos machos lo hacen a los 3 años), con tallas corporales de 15 a 20 cm. Cada hembra pone de 5.000 a 25.000 huevos. La época de reproducción dura desde mayo hasta agosto, siendo máximo el número de óvulos maduros en junio.



DISTRIBUCIÓN

España: se distribuye básicamente en la cuenca del Ebro, aunque también se encuentra en otros ríos del norte de España. En el cantábrico hasta el río Asón y en Cataluña hasta el río Ter.

UE: especie endémica de España.

Mundo: especie endémica de España.

FACTORES DE AMENAZA

Sobre la especie: la introducción de especies exóticas, la mayoría de ellas piscívoras, en los ríos españoles es la principal amenaza para el barbo de Graells.

ESTADO DE CONSERVACIÓN

Categoría mundial UICN. No catalogada

Categoría para España. LR/nt (Bajo Riesgo-No Amenazada)

Justificación de los criterios. La introducción de especies exóticas en su área de ocupación como son el pez sol (*Lepomis gibbosus*), el pez gato (*Ameiurus melas*), Perca americana (*Micropterus salmoides*), lucio (*Esox lucius*), lucioperca (*Stizostedion lucioperca*) y diversas especies de ciprínidos alóctonos es una de las principales causas del declive de esta especie, además de las grandes presas hidráulicas. Este declive se estima que será en los próximos años cercano al 20% en el área de ocupación de la especie y en la calidad de su hábitat. Este último se deteriora por las infraestructuras hidráulicas proyectadas en su área de presencia, el aumento de vertidos urbanos, agrícolas e industriales y extracción de agua con fines agrícolas. Las poblaciones a pesar de su progresivo descenso son todavía bastante abundantes.

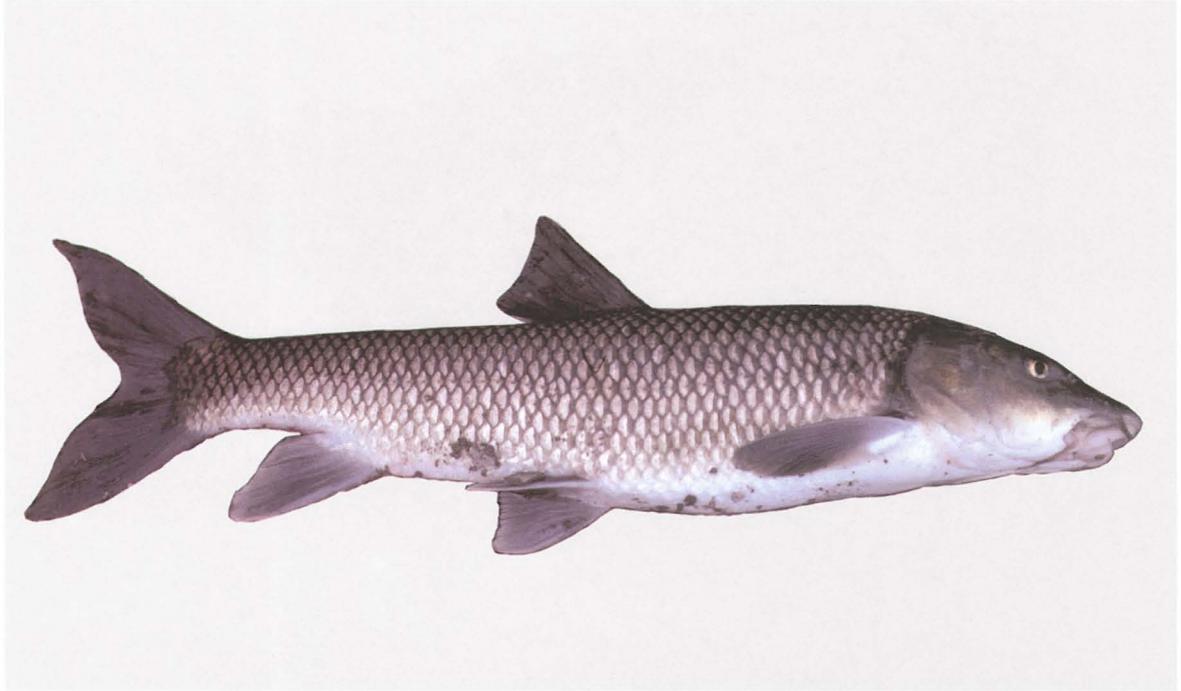
Legislación nacional. Declarada especie de pesca en el Real Decreto 1095/89, por el que se declaran las especies objeto de caza y pesca.

Legislación autonómica. Catalogada de "interés especial" en el registro de la fauna silvestre de vertebrados de Navarra, Orden Foral 0209/1995, de 13 de febrero.

Convenios internacionales. En el Anejo III del Convenio de Berna 82/72.

Directivas europeas. Anejo V de la Directiva de Hábitat del 21 de mayo de 1992.

Libros rojos. Citada como "No Amenazada" en el Libro Rojo de los Vertebrados de España (1992).



I. DOADRIO

Sobre el hábitat: las principales amenazas son, la realización de diversas infraestructuras hidráulicas, como canalizaciones, construcción de presas, etc. la contaminación por vertidos industriales, urbanos y agrícolas; la extracción de agua para fines agrícolas y la obtención de áridos que destruye los frezaderos.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

Control de los vertidos y depuración de los mismos. Corregir adecuadamente los impactos derivados de las infraestructuras hidráulicas. No dar concesiones de riegos 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. Realizar un seguimiento sobre la evolución de las poblaciones de esta especie.

ACCIONES REALIZADAS PARA SU CONSERVACIÓN

Ninguna.

BIBLIOGRAFÍA

Almaça C. 1983. Notes on *Barbus graellsii* Steindachner, 1866. *Annalen des Naturhistorischen Museums in Wien Serie B* 85: 1-7
Doadrio I., Garzón P., Álvarez J. & P. Barrachina. 1987. La distribución del *Barbus bocagei* Steindachner, 1865 (Ostariophysi, Cyprinidae) en la Península Ibérica. *Doñana, Acta Vertebrata* 14: 125-131

***Barbus guiraonis* Steindachner, 1866. Barbo mediterráneo**



I. DOADRIO

DESCRIPCIÓN

Especie de gran tamaño que puede alcanzar los 60 cm de longitud total. El cuerpo es alargado y la cabeza pequeña. Los labios son gruesos aunque frecuentemente el inferior se retrae dejando ver el dentario. Las barbillas son largas, pero más cortas que en *B. graellsii*, no sobrepasando las anteriores el borde anterior del ojo, ni las posteriores el borde posterior del mismo. El último radio de la aleta dorsal, en los ejemplares adultos o bien no presenta denticulaciones o si las presenta son muy débiles. Durante la época de reproducción los machos presentan tubérculos nupciales muy desarrollados en la región cefálica.

BIOLOGÍA Y ECOLOGÍA

Marcadamente regresiva, aunque todavía es localmente abundante en algunos ríos.

Barbus guiraonis es una especie ubiquista que sólo falta en los tramos altos donde es sustituida por el barbo colirrojo (*B. baasi*). Es también frecuente en los embalses y lagunas naturales. En la actualidad, no se tienen datos sobre la biología y ecología de la especie, si bien se supone que serán muy similares a los de *B. graellsii* y *B. bocagei*.

Sólo se conoce que se reproduce entre los meses de abril y junio.

DISTRIBUCIÓN

España: Se extiende, por tanto, por todo el litoral mediterráneo español, al sur del Ebro y hasta el río Vinalopó. También aparece puntualmente en algunos ríos del alto Guadiana.

UE: especie endémica de España.

Mundo: especie endémica de España.

FACTORES DE AMENAZA

Sobre la especie: la principal amenaza es la introducción de especies exóticas, la mayoría de ellas piscívoras.

Sobre el hábitat: las principales amenazas son la realización de diversas infraestructuras hidráulicas, como canalizaciones, construcción de presas, etc. la contaminación por vertidos industriales, urbanos y agrícolas; la extracción de agua para fines agrícolas y la extracción de áridos que destruye los frezaderos.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

Control de los vertidos y depuración de los mismos. Corregir adecuadamente los impactos derivados de las infraestructuras hidráulicas. 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

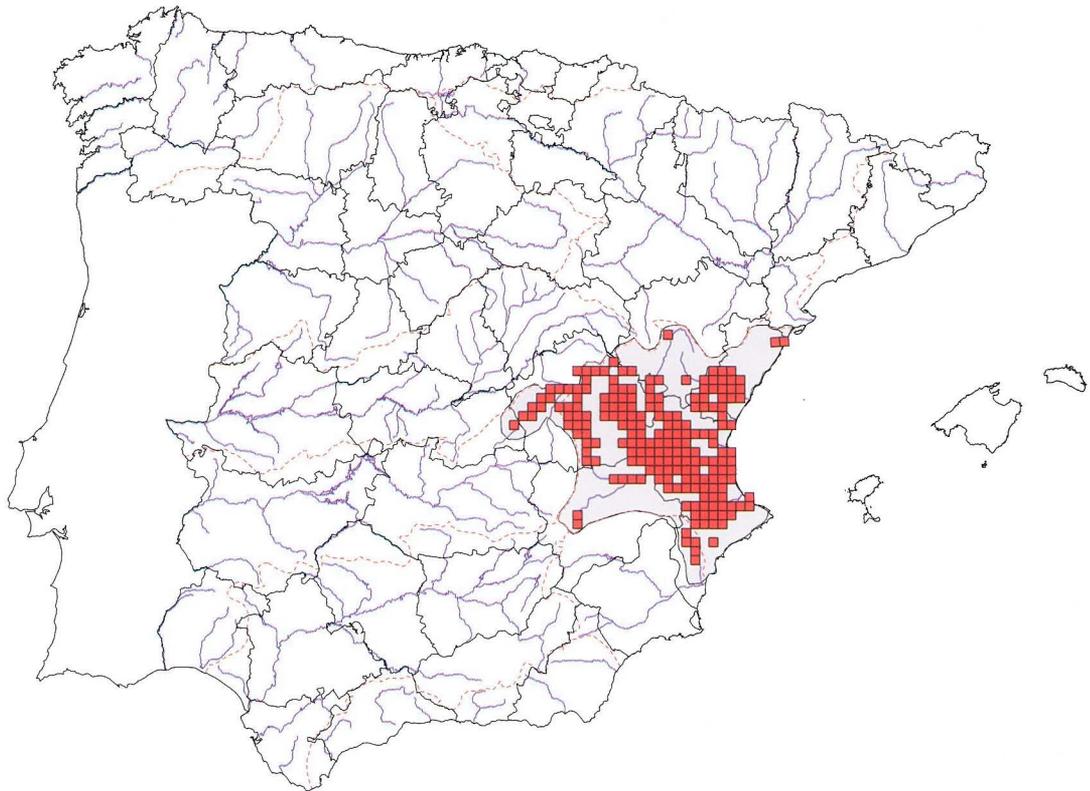
TAXONOMÍA

Clase: Actinopterygii

Orden: Cypriniformes

Familia: Cyprinidae

Sinonimias: *Barbus bocagei guiraonis* Steindachner, 1866.



ESTADO DE CONSERVACIÓN

Categoría mundial UICN. VU A2ce (Vulnerable)

Categoría para España. VU A2ce (Vulnerable)

Justificación de los criterios. La introducción de especies exóticas en su área de ocupación como son el pez sol (*Lepomis gibbosus*), el pez gato (*Ameiurus melas*), perca americana (*Micropterus salmoides*), lucio (*Esox lucius*), lucioperca (*Stizostedion lucioperca*) y diversas especies de ciprínidos es una de las principales causas del declive de esta especie. Este declive se estima que será en los próximos años de al menos el 20% en el área de ocupación de la especie y en la calidad de su hábitat. Este último se deteriora por las infraestructuras hidráulicas proyectadas en su área de presencia, el aumento de vertidos urbanos, agrícolas e industriales y la extracción de agua con fines agrícolas.

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 Anejo III del Convenio de Berna 82/72.

Directivas europeas. Anejo V de la Directiva de Hábitat del 21 de mayo de 1992.

Libros rojos. Citada como "Rara" en el Libro Rojo de los Vertebrados de España (1992).

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. Realizar un seguimiento sobre la evolución de las poblaciones de esta especie.

ACCIONES REALIZADAS PARA SU CONSERVACIÓN

Ninguna.

BIBLIOGRAFÍA

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

***Barbus haasi* Mertens, 1925.** Barbo colirrojo

Catalán: Barb cua-roig. Vasco: Haasi barboa.

ESPECIE
AUTÓCTONA



I. DOADRIO

DESCRIPCIÓN

Este barbo es de pequeño tamaño y su longitud total no suele superar los 30 cm. La cabeza es grande, con un hocico largo y ancho. Los labios son gruesos y el inferior tiene un lóbulo medio bien desarrollado. Los labios se retraen como ocurre en otras especies de barbos. Las barbillas son relativamente largas y gruesas, aunque las anteriores no alcanzan el borde anterior del ojo, dado el gran desarrollo cefálico, y las posteriores tampoco llegan al borde posterior del ojo. El último radio sencillo de la aleta dorsal presenta pequeñas denticulaciones en la mayoría de los ejemplares, careciendo de ellas algunos individuos adultos. La aleta anal es larga y el pedúnculo caudal corto y alto. Por este motivo la aleta anal suele alcanzar los primeros radios de la aleta caudal.

La coloración, muy característica, presenta pequeñas manchas negras, mayores que las de *B. meridionalis*, aunque no afectan a todas las aletas ni son tan numerosas. A pesar de esto, se diferencia fácilmente porque la aleta anal, parte de la caudal y los radios de las pelvianas, se encuentran teñidos de rojo. Color que en la época de reproducción se vuelve más intenso y se acompaña de otros caracteres sexuales secundarios, como los tubérculos nupciales que exhibe el macho.

TAXONOMÍA

Clase: Actinopterygii

Orden: Cypriniformes

Familia: Cyprinidae

Sinonimias: *Barbus capito haasi* Mertens, 1925.
Barbus plebejus haasi Mertens, 1925.

ESTADO DE CONSERVACIÓN

Categoría mundial UICN. VU A2ce (Vulnerable)

Categoría UICN propuesta para España. VU A2ce (Vulnerable)

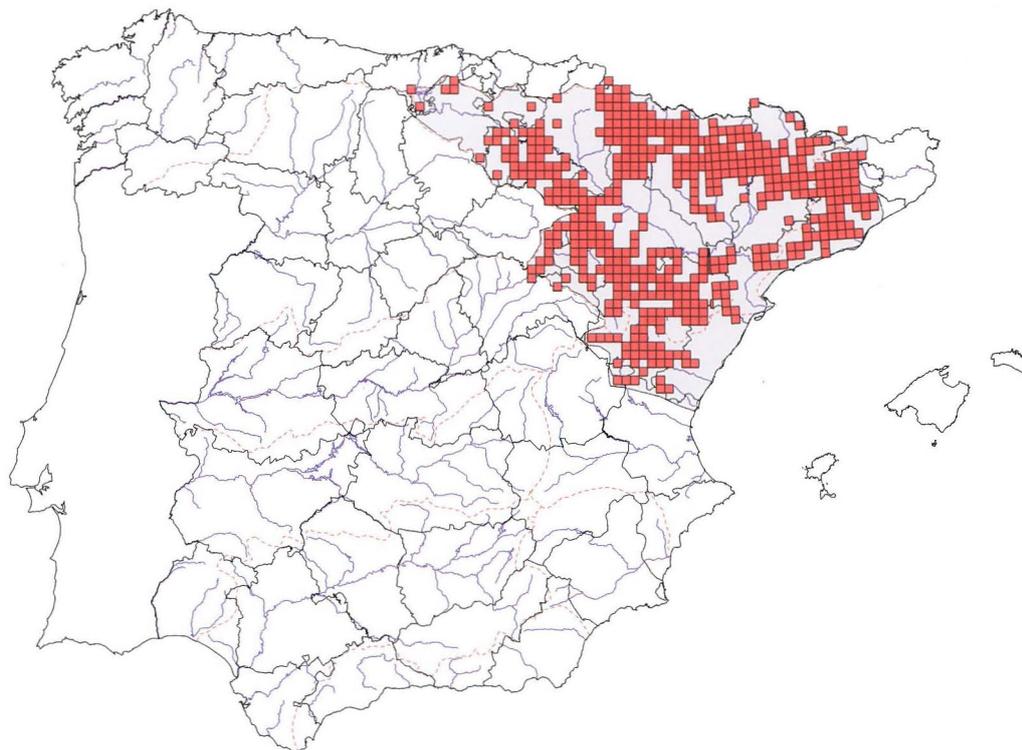
Justificación de los criterios. La introducción de especies exóticas en su área de ocupación como son el pez sol (*Lepomis gibbosus*), el pez gato (*Ameiurus melas*), perca americana (*Micropterus salmoides*), lucio (*Esox lucius*), lucioperca (*Stizostedion lucioperca*) y diversas especies de ciprínidos es una de las principales causas del declive de esta especie. Este declive se estima que será en los próximos años de al menos el 20% en el área de ocupación de la especie y en la calidad de su hábitat. Este último se deteriora por las infraestructuras hidráulicas proyectadas en su área de presencia, el aumento de vertidos urbanos, agrícolas e industriales y la extracción de agua con fines agrícolas.

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

Legislación autonómica. Catalogada como "Vulnerable" en el Catálogo vasco de especies amenazadas de la fauna y flora silvestre y marina Orden de 8 de julio de 1997. Catalogada de "interés especial" en el registro de la fauna silvestre de vertebrados de Navarra, Orden Foral 0209/1995, de 13 de febrero.

Directivas europeas. Anejo V de la Directiva de Hábitat del 21 de mayo de 1992.

Libros rojos. Citada como "Rara" en el Libro Rojo de los Vertebrados de España (1992).



BIOLOGÍA Y ECOLOGÍA

Es una especie generalmente escasa muy sedentaria y que no realiza grandes desplazamientos reproductivos como otros barbos. Existen híbridos con *Barbus meridionalis* en determinadas cuencas fluviales de Cataluña.

Es una especie bentónica que prefiere los cursos altos de los ríos, con aguas frías y corrientes, aunque también se le puede encontrar en los tramos medios de ríos de curso corto. Se encuentran bajo las piedras, entre la vegetación o en el interior de pequeñas cuevas. Son de hábitos más solitarios que el resto de los barbos, aunque se les puede ver bajo las piedras acompañados de otros individuos de la misma especie. Resultan más fácilmente observables en época de estío o de reproducción. Su alimentación está basada fundamentalmente en macroinvertebrados bentónicos, sobre todo larvas de quironómidos, efemerópteros y tricópteros.

Se reproducen entre abril y junio, y la hembra pone entre 2.000 y 7.000 huevos. Pueden llegar a vivir de cinco a seis años. El macho madura prematuramente, cuando tiene un año de edad.

DISTRIBUCIÓN

España: se distribuye por toda la cuenca del río Ebro, ocupando los cursos altos de los ríos. También se puede hallar esta especie en las cuencas de los ríos Llobregat, Francolí, Foix, Mijares, Palancia, Turia, Besós, Gaia, La Cenia y Riudecanyes.

UE: endémico de España.

Mundo: endémico de España.

FACTORES DE AMENAZA

Sobre la especie: la introducción de especies exóticas, la mayoría piscívoras, en los ríos españoles es la principal amenaza.

Sobre el hábitat: las principales amenazas son la realización de diversas infraestructuras hidráulicas, como canalizaciones, construcción de presas, etc. la contaminación por vertidos industriales, urbanos y agrícolas; la extracción de agua para fines agrícolas y la extracción de áridos que destruye los frezaderos.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

Control de los vertidos y depuración de los mismos. Corregir adecuadamente los impactos derivados de las infraestructuras hidráulicas. No dar concesiones de riegos 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 y trasladadas declarando a las nuevas y a la mayor parte de las existentes ya en España como no pescales. Realizar un seguimiento sobre la evolución de las poblaciones de esta especie. Debería figurar como «Vulnerable» en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas, Real Decreto 439/90.

ACCIONES REALIZADAS PARA SU CONSERVACIÓN

Ninguna.

BIBLIOGRAFÍA

- Almaça C. 1983. Re-examination of the types of *Barbus haasi* Mertens 1924. (Pisces: Cyprinidae). *Senckenbergiana Biologica* 63(1-2): 33-38
- Aparicio E. & A. de Sostoa. 1998. Reproduction and growth of *Barbus haasi* in a small stream in the N.E. of the Iberian peninsula. *Archiv Fuer Hydrobiologie* 142(1): 95-110
- Doadrio I. & P. Garzón. 1987. Sobre la distribución de *Barbus haasi* (Ostariophysi: Cyprinidae). *Doñana, Acta Vertebrata* 14: 123-125
- Machordom A., Berrebi P. & I. Doadrio. 1990. Spanish barbel hybridization detected using enzymatic markers: *Barbus meridionalis* Risso X *Barbus haasi* Mertens (Osteichthyes, Cyprinidae). *Aquatic Living Resources* 3(4): 295-303

ESPECIE
AUTÓCTONA

***Barbus meridionalis* Risso, 1827. Barbo de montaña**

Catalán: Barb de muntanya. Vasco: Barbo mediterraniarra.



I. DOADRIO

DESCRIPCIÓN

Barbo relativamente pequeño que en España raramente alcanza los 30 cm de longitud total y 200 g de peso. La cabeza es relativamente pequeña, mucho más que en *B. haasi*. Los labios son muy variables aunque normalmente son anchos, presentando un lóbulo medio algo visible. Las barbillas son cortas y finas. El último radio sencillo de la aleta dorsal no presenta denticulaciones. Las aletas son bajas y la dorsal presenta un perfil convexo. La coloración del cuerpo en los adultos es pardogrisacea y se encuentra profusamente moteado de manchas negras tanto en adultos como en juveniles. Este patrón de coloración es similar al que ostentan los individuos jóvenes de otras especies de barbos, prestándose a confusión. No se ha descrito la existencia de tubérculos nupciales en esta especie.

TAXONOMÍA

Clase: Actinopterygii
Orden: Cypriniformes
Familia: Cyprinidae

BIOLOGÍA Y ECOLOGÍA

La tendencia poblacional es marcadamente regresiva ya que prefiere cursos de aguas claras y oxigenadas, los cuales son cada vez menos frecuentes en su área de distribución natural. En algunos ríos parece hibridar con *B. haasi*.

Esta especie vive en los cursos fluviales de montaña, cuyas aguas son rápidas, oxigenadas y limpias ya que son muy sensibles a la contaminación. No obstante, también abunda en los cursos medios de algunos ríos mediterráneos situados en el norte de Cataluña. En Francia se sabe que puede colonizar cursos medios y bajos. Su alimentación está basada principalmente en invertebrados.

REPRODUCCIÓN

Se reproduce entre mayo y junio y se alimenta básicamente de invertebrados.

DISTRIBUCIÓN

España: en España vive en las cuencas de los ríos Muga, Fluviá, Ter, Daró, Tordera y Besós.

UE: también en Francia.

Mundo: endémica del litoral mediterráneo de Francia y España.

FACTORES DE AMENAZA

Sobre la especie: la introducción de especies exóticas depredadoras ha contribuido al declive de la especie.

Sobre el hábitat: es una especie exigente en cuanto a la calidad del agua por lo que se ha visto muy afectada por la contaminación de vertidos urbanos, agrícolas e industriales.



MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

La protección del hábitat, mediante la creación de áreas protegidas en las cabeceras de los ríos y el control de las especies exóticas son las principales medidas que favorecerían la conservación de esta especie. Debería figurar como «Vulnerable» en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas, Real Decreto 439/90.

BIBLIOGRAFÍA

- Berrebi P., Lamy G., Cattaneo-Berrebi G. & J. F. Renno. 1988. Variabilité génétique de *Barbus meridionalis* Risso (Cyprinidae): une espèce quasi monomorphe. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture* 310: 77-84
- Chenuil A., Cattaneo-Berrebi G., Binda O., Poncin P. & P. Berrebi. 1998. Reproductive success of males in polyandrous crosses of *Barbus meridionalis* (Cyprinidae) revealed by microsatellite genotyping. *Folia Zoologica* 47: 53-60
- D'Aubenton F. & C. J. Spillmann. 1979. Le barbeau meridional *Barbus meridionalis* (Risso, 1826). *Pisciculture Française* 58: 25-26
- Doadrio I., de Sostoa A., Fernández J. V. & F. J. de Sostoa. 1988. Sobre la distribución de *Barbus meridionalis* Risso, 1826 (Ostariophysi, Cyprinidae) en la Península Iberica. *Doñana, Acta Vertebrata* 15(1): 151-153
- Machordom A., Berrebi P. & I. Doadrio. 1990. Spanish barbel hybridization detected using enzymatic markers: *Barbus meridionalis* Risso X *Barbus baasi* Mertens (Osteichthyes, Cyprinidae). *Aquatic Living Resources* 3(4): 295-303
- Persat H. & P. Berrebi. 1990. Relative ages of present populations of *Barbus barbus* and *Barbus meridionalis* (Cyprinidae) in southern France: preliminary considerations. *Aquatic Living Resources* 3(4): 253-263
- Philippart J. C. & P. Berrebi. 1990. Experimental hybridization of *Barbus barbus* and *Barbus meridionalis*: physiological, morphological, and genetic aspects. *Aquatic Living Resources* 3(4): 325-332
- Poncin P. 1993. Le comportement reproducteur et l'hybridation chez *Barbus barbus* et *Barbus meridionalis*, en aquarium. *Cahiers D' Ethologie* 13(2): 147-150
- Sumer S. & Povz M. 1998. Age and growth of *Barbus meridionalis* (Cyprinidae) from two rivers in Slovenia. *Italian Journal of Zoology* (Modena) 65: 237-239

ESTADO DE CONSERVACIÓN

Categoría mundial UICN. No catalogada

Categoría para España. VU A2ce (Vulnerable)

Justificación de los criterios. La introducción de especies exóticas en su área de ocupación es una de las principales causas del declive de esta especie. Este declive se estima que será en los próximos años de al menos el 20% en el área de ocupación de la especie y en la calidad de su hábitat. Este último se deteriora por las infraestructuras hidráulicas proyectadas en su área de presencia, el aumento de vertidos urbanos, agrícolas e industriales y la extracción de agua con fines agrícolas.

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 Anejo III del Convenio de Berna 82/72.

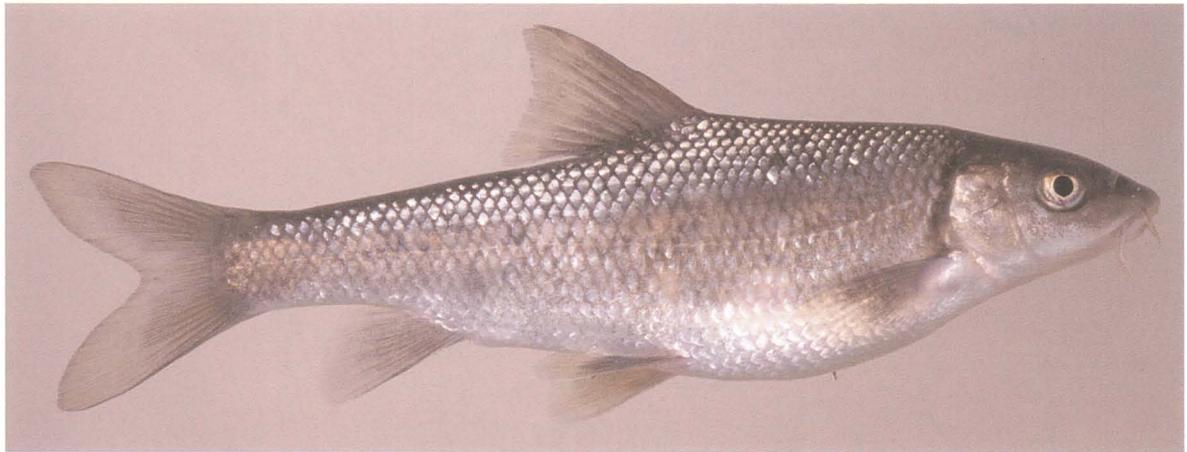
Directivas internacionales. Anejos II y V de la Directiva de Hábitat del 21 de mayo de 1992.

Libros rojos. Citada como "Vulnerable" en el Libro Rojo de los Vertebrados de España.

ESPECIE
AUTÓCTONA

Barbus microcephalus Almaça, 1967. Barbo cabecicorto

Portugués: Barbo de cabeça pequena.



A. DE SOSTOA

DESCRIPCIÓN

Este barbo alcanza tallas similares a las de *B. bocagei* y *B. sclateri*. La talla máxima conocida es de 50 cm de longitud total. Su tamaño no difiere de forma significativa del de otras especies de barbos peninsulares, con la excepción de *B. haasi* y *B. meridionalis*. Los labios son finos y retraídos, dejando ver el inferior el dentario y el superior el maxilar. Presentan barbillas finas y cortas con relación a la cabeza. El último radio sencillo de la aleta dorsal se halla muy osificado y denticulado en toda su extensión como ocurre en *B. comizo*. Esta aleta es grande y presenta un perfil cóncavo. Al igual que en otros barbos ibéricos, la hembra tiene la aleta anal más larga que los machos, carácter que se piensa tiene relación con la práctica de excavar un surco para la realización de la puesta. Los machos en época de freza presentan tubérculos nupciales en la parte anterior de la cabeza.

TAXONOMÍA

Clase: Actinopterygii
Orden: Cypriniformes
Familia: Cyprinidae

BIOLOGÍA Y ECOLOGÍA

Marcadamente regresiva, aunque todavía es localmente abundante en algunos ríos. Esta especie convive con *B. comizo* en embalses y ríos con cauce profundo y aguas lentas. Sin embargo, también se puede encontrar en zonas de mayor pendiente y con más corriente, lugares poco frecuentados por *B. comizo*. En cuanto a su alimentación, es bastante parecida a la de *B. bocagei* ya que también es detritívoro y bentónico.

Sólo se conoce que su reproducción ocurre entre los meses de abril y junio.

DISTRIBUCIÓN

España: se distribuye por toda la cuenca del río Guadiana, ha sido citada en algunos puntos muy localizados de la cuenca del Tajo (embalse de Torrejón), donde nosotros no la hemos encontrado.

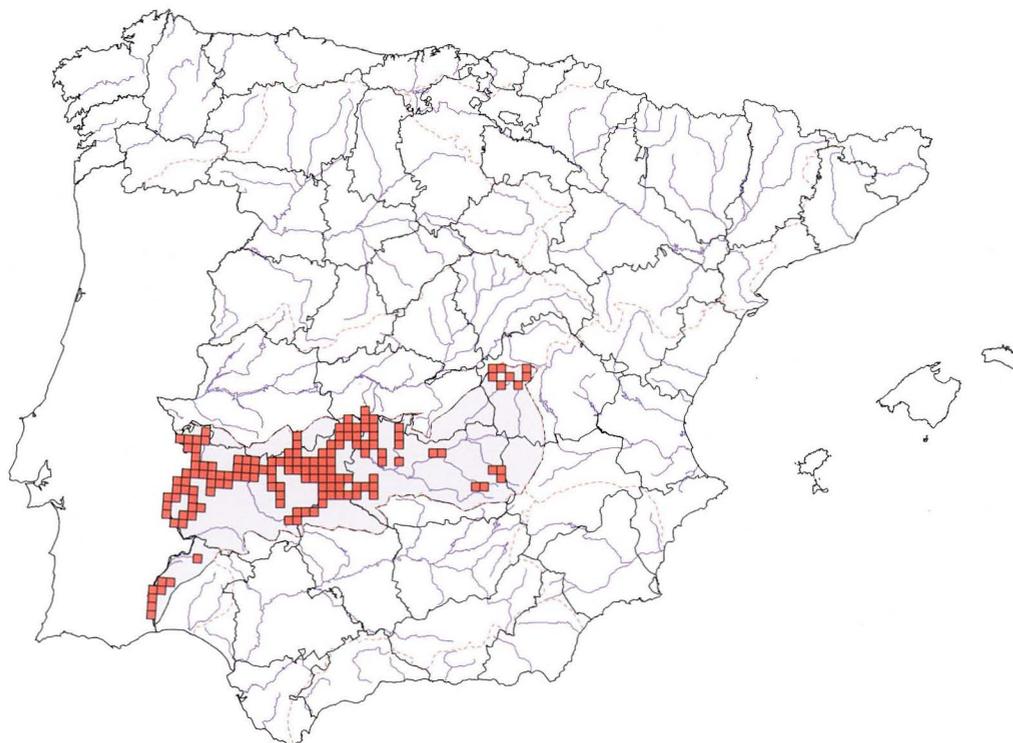
UE: también está presente en Portugal.

Mundo: endemismo de la Península Ibérica.

FACTORES DE AMENAZA

Sobre la especie: la introducción de especies exóticas, la mayoría piscívoras, en los ríos españoles es la principal amenaza.

Sobre el hábitat: las principales amenazas son: la realización de diversas infraestructuras hidráulicas, como canalizaciones, construcción de presas, etc; la contaminación por vertidos industriales, urbanos y agrícolas; la extracción de agua para fines agrícolas y de áridos que destruye los frezaderos.



MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

Control de los vertidos y depuración de los mismos. Corregir adecuadamente los impactos derivados de las infraestructuras hidráulicas. No dar concesiones de riegos 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. Realizar un seguimiento sobre la evolución de las poblaciones de esta especie.

ACCIONES REALIZADAS PARA SU CONSERVACIÓN

Ninguna.

BIBLIOGRAFÍA

- Doadrio I. & P. Garzón. 1986. Primeras citas de *Barbus microcephalus* Almaça, 1967 (Ostariophysi, Cyprinidae) en España. *Doñana, Acta Vertebrata*, 13: 157-158
- Lorencio C. G. & L. Encina. 1988. Nueva cita de *Barbus microcephalus* Almaça (Pisces, Cyprinidae) en España. *Doñana, Acta Vertebrata* 15(1): 154-156

ESTADO DE CONSERVACIÓN

Categoría mundial UICN. VU A2ce (Vulnerable)

Categoría para España. VU A2ce (Vulnerable)

Justificación de los criterios. La introducción de especies exóticas en su área de ocupación como son el pez sol (*Lepomis gibbosus*), el pez gato (*Ameiurus melas*), perca americana (*Micropterus salmoides*), Lucio (*Esox lucius*), Lucioperca (*Stizostedion lucioperca*) y diversas especies de ciprínidos es una de las principales causas del declive de esta especie. Este declive se estima que será en los próximos años de al menos el 20% en el área de ocupación de la especie y en la calidad de su hábitat. Este último se deteriora por las infraestructuras hidráulicas proyectadas en su área de presencia, el aumento de vertidos urbanos, agrícolas e industriales y la extracción de agua con fines agrícolas.

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

Legislación autonómica. Catalogada como "Vulnerable" en el Anejo I del Catálogo regional de especies amenazadas de Extremadura, ley 8/1998 de 26 de junio.

Convenios internacionales. En el Anejo III del Convenio de Berna 82/72.

Directivas europeas. Anejo V de la Directiva de Hábitat del 21 de mayo de 1992.

Libros rojos. Citada como "Rara" en el Libro Rojo de los Vertebrados de España (1992).

ESPECIE
AUTÓCTONA

Barbus sclateri Günther, 1868. Barbo gitano

Vasco: Barbo europarra. Portugués: Barbo do sul.



A. DE SOSTOA

DESCRIPCIÓN

El barbo gitano es una especie de gran tamaño que puede alcanzar alrededor de 40 cm de longitud total. Su cuerpo es robusto y el pedúnculo caudal es más corto y alto que en otras especies del género *Barbus*. Los labios son gruesos, aunque a veces el inferior se encuentra retraído, dejando ver el dentario. Tienen unas barbillas largas, sobrepasando la primera el borde anterior del ojo y la segunda el posterior, aunque también puede haber individuos con barbillas más cortas. El último radio sencillo de la aleta dorsal presenta denticulaciones de tamaño medio en casi toda su extensión, y son más pequeñas que en *Barbus comizo* y *Barbus microcephalus*. Tiene un menor número de escamas que otras especies del mismo género. La coloración es muy constante y en los ejemplares adultos existe un fuerte contraste entre la parte ventral clara y el dorso oscuro. En época de reproducción los

machos desarrollan en la cabeza tubérculos nupciales grandes y llamativos, y se acentúa la diferencia de color entre el dorso y el vientre. Presentan una longevidad que no sobrepasa los ocho años de edad. Poseen una tasa de crecimiento baja, ya que durante el verano los individuos se ven aislados en pequeñas pozas debido a la sequía y los recursos alimentarlos decrecen. El período de crecimiento es largo (6 meses) al estar influido por la temperatura que es elevada en el sur de España.

TAXONOMÍA

Clase: Actinopterygii

Orden: Cypriniformes

Familia: Cyprinidae

Sinonimias: *Barbus barbus sclateri* Günther, 1868. *Barbus bocagei sclateri* Günther, 1868.

BIOLOGÍA Y ECOLOGÍA

Marcadamente regresiva, aunque todavía es localmente abundante en algunos ríos.

El barbo gitano ocupa diferentes tramos de río en un mismo área de distribución, pero desaparece en las aguas frías y rápidas.

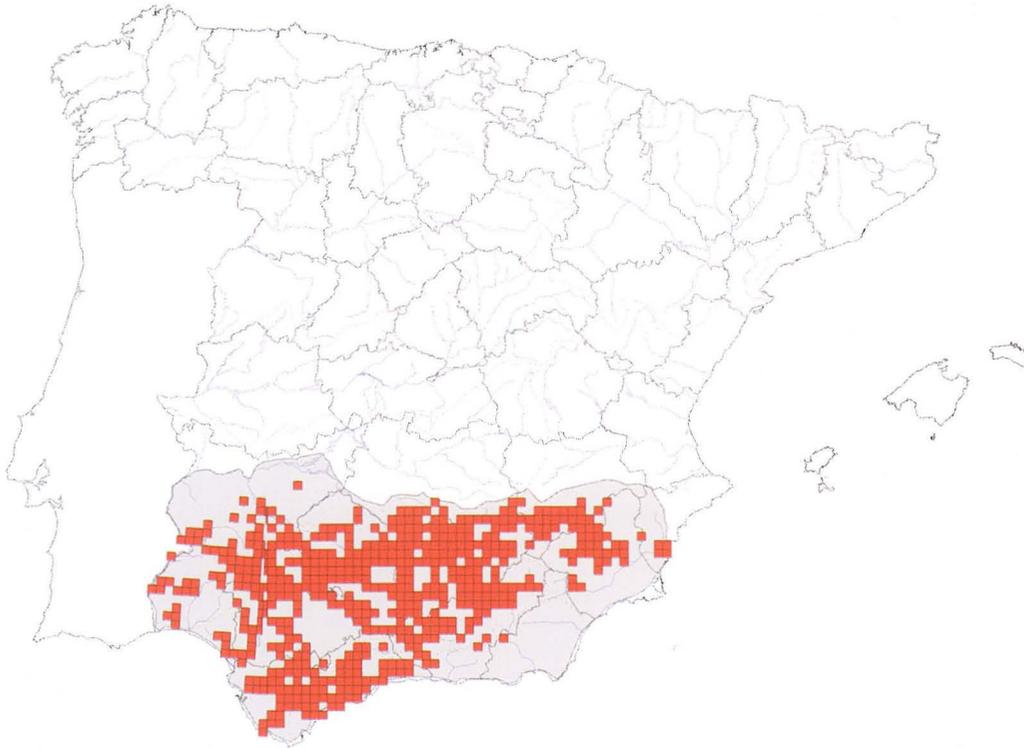
En las hembras, el desarrollo gonadal comienza en septiembre, intensificándose desde febrero hasta abril que es cuando alcanza su valor máximo. La puesta tiene lugar en mayo para la población del Guadalquivir y entre mayo y junio para la población del Embalse de Cubillas. Los machos maduran a partir de 7-9 cm de longitud (2-4 años de edad), mientras que las hembras lo hacen a partir de los 11-16 cm (6-7 años de edad). Una hembra puede llegar a poner unos 14.000 huevos.

DISTRIBUCIÓN

España: vive en las cuencas de los ríos Guadalquivir, Guadiaro, Guadalete, Guadalhorce, Segura, afluentes del tramo bajo del Guadiana y en numerosas pequeñas cuencas del sur de España hasta la Cuenca del Vélez en Málaga.

UE: está presente también en Portugal.

Mundo: especie endémica de la Península Ibérica.



FACTORES DE AMENAZA

Sobre la especie: la introducción de especies exóticas, la mayoría piscívoras, en los ríos españoles es la principal amenaza.

Sobre el hábitat: las principales amenazas son la realización de diversas infraestructuras hidráulicas, como canalizaciones, construcción de presas, etc., la contaminación por vertidos industriales, urbanos y agrícolas; la extracción de agua para fines agrícolas y de áridos que destruye los frezaderos.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

Control de los vertidos y depuración de los mismos. Corregir adecuadamente los impactos derivados de las infraestructuras hidráulicas. No dar concesiones de riegos 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 de-

ESTADO DE CONSERVACIÓN

ESTADO DE CONSERVACIÓN

Categoría mundial UICN. LR/nt (Bajo Riesgo-No Amenazada)

Categoría para España. LR/nt (Bajo Riesgo-No Amenazada)

Justificación de los criterios. La introducción de especies exóticas en su área de ocupación como son el pez sol (*Lepomis gibbosus*), el pez gato (*Ameiurus melas*), perca americana (*Micropterus salmoides*), lucio (*Esox lucius*), lucioperca (*Stizostedion lucioperca*) y diversas especies de ciprínidos es una de las principales causas del declive de esta especie. Este declive se estima que será en los próximos años cercano al 20% en el área de ocupación de la especie y en la calidad de su hábitat. Este último se deteriora por las infraestructuras hidráulicas proyectadas en su área de presencia, el aumento de vertidos urbanos, agrícolas e industriales y extracción de agua con fines agrícolas. Las poblaciones están en declive pero aún son bastante abundantes.

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 Anejo III del Convenio de Berna 82/72.

Directivas europeas. Anejo V de la Directiva de Hábitat del 21 de mayo de 1992.

Libros rojos. Citada como "No Amenazada" en el Libro Rojo de los Vertebrados de España (1992).

clarando a las nuevas y a la mayor parte de las existentes ya en España como no pescables. Realizar un seguimiento sobre la evolución de las poblaciones de esta especie.

ACCIONES REALIZADAS PARA SU CONSERVACIÓN

Ninguna.

BIBLIOGRAFÍA

- Castello 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
- Doadrio I., Garzón P., Álvarez J. & P. Barrachina. 1987. La distribución del *Barbus bocagei* Steindachner, 1865 (Ostariophysi, Cyprinidae) en la Península Ibérica. *Doñana, Acta Vertebrata*, 14: 125-131
- Encina L. & C. Granado-Lorencio. 1994. Gut evacuation in barbel (*Barbus sclateri* G., 1868) and nase (*Chondrostoma willkommi* S., 1866). *Ecology of Freshwater Fish* 3(4): 159-166
- Encina L. & C. Granado-Lorencio. 1997. Seasonal changes in condition, nutrition, gonad maturation and energy content in barbel, *Barbus sclateri*, inhabiting a fluctuating river. *Environmental Biology of Fishes* 50(1): 75-84
- Escot C. & C. Granado Lorencio. 1998. Morphology of the otoliths of *Barbus sclateri* (Pisces: Cyprinidae). *Journal of Zoology* (London) 246(1): 89-94
- Escot C. & C. Granado-Lorencio. 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
- Herrera M., Hernando J. A., Fernández-Delgado C. & M. Bellido. 1988. Age, growth and reproduction of the barbel, *Barbus sclateri* (Gunther, 1868), in a first-order stream in southern Spain. *Journal of Fish Biology* 33(3): 371-381
- Lucena J., Blasco M. & I. Camacho. 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. & I. Camacho. 1979. Variaciones estacionales de algunos parametros biologicas 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. & J. M. Rodríguez Muñoz. 1983. Étude somatométrique de la composition corporelle du barbeau (*B. barbus sclateri* Gthr.) Barrage de la Conception (Málaga). *Vie et Milieu* 33(1): 17-24
- Lucena J., Zamova S. & I. Camacho. 1980. Variaciones estacionales en la composicion corporal del barbo de sclater (*Barbus Barbus sclateri* (Gunther) del embalse del cubillas. *Cuadernos de Ciencias Biológicas. Universidad de Granada* 6-7: 13-24
- Torralva M., Angeles-Puig M. & C. Fernández-Delgado. 1997. Effect of river regulation on the life-history patterns of *Barbus sclateri* in the Segura River basin (south-east Spain). *Journal of Fish Biology* 51(2): 300-311

***Carassius auratus* (Linnaeus, 1758). Pez rojo**ESPECIE
EXÓTICA

F. GÓMEZ CARUANA

**TAXONOMÍA****Clase:** Actinopterygii**Orden:** Cypriniformes**Familia:** Cyprinidae**Sinonimias:** *Carassius carassius auratus* (Linnaeus, 1758). *Cyprinus auratus* Linnaeus, 1758. *Carassius auratus* (Linnaeus, 1758). *Cyprinus Gibelio* Bloch, 1782. *Carassius bucephalus* Heckel, 1837. *Carassius gibelioides* (Cantor, 1842). *Carassius encobia* Bonaparte, 1845. *Carassius ellipticus* Heckel, 1848. *Leuciscus auratus* Mauduyt, 1849-51. *Carassius vulgaris* var. *ventrosus* Walecki, 1863. *Carassius vulgaris* var. *Kolenty* Dybowski, 1877. *Carassius auratus gibelio* morpha *vovkii* Ion-gazen, 1945.**DESCRIPCIÓN**

Es un ciprínido que raramente supera los 30 cm de longitud. La talla máxima conocida es 45 cm de longitud total y 2 kg de peso y la edad máxima de 30 años. El tamaño de la cabeza es relativamente grande comparado con el tamaño del cuerpo. La boca pequeña y terminal no tiene barbillas sensoriales. Su aleta dorsal es alargada y suavemente cóncava y tiene entre 25 y 35 escamas en la línea lateral. El color varía en las formas silvestres entre un tono castaño-verdoso y dorado, existiendo formas con colores y aspectos llamativos empleadas como ornamentales. Las características externas son muy similares a las de *Carassius carassius*, especie que no está presente en nuestras aguas y de la que se diferencia por el número de branquias: 39-50 en *C. auratus* y 22-33 en *C. carassius*. El número de cromosomas es $2n=100$.

BIOLOGÍA Y ECOLOGÍA

Algunos autores consideran que las poblaciones de *Carassius auratus* de Europa y Siberia pertenecen a una especie diferente *Carassius gibelio* (ver Kottelat, 1997) fundamentándose más en la distribución que en características morfológicas propias. Para este Atlas se ha considerado *C. gibelio* un sinónimo de *C. auratus* en espera de trabajos que aclaren su taxonomía.

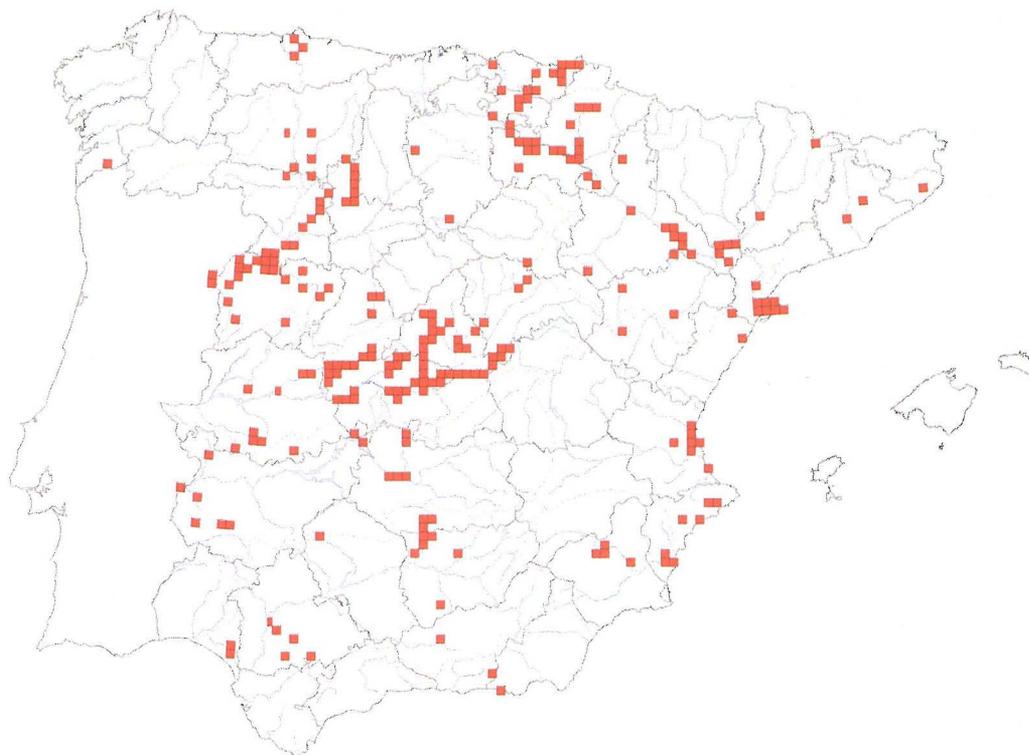
Prefiere aguas poco profundas de lagunas y ríos de corriente lenta, con abundante vegetación y fondos blandos, encontrándose generalmente en las orillas. Es un pez resistente que puede subsistir en condiciones muy desfavorables como contaminación de aguas, falta de oxígeno y fríos invernales, que no pueden soportar otras especies. Durante el invierno, al igual que las carpas, permanecen casi completamente enterrados en el barro, limitando mucho su actividad hasta que llega la primavera. Su alimentación es diversa, abarcando desde algas a invertebrados bentónicos.

REPRODUCCIÓN

La freza se produce en aguas con densa vegetación sumergida en mayo-junio. Se conocen poblaciones que son todo hembras. En estas poblaciones la reproducción se realiza por gimnogenesis, los huevos necesitan para su desarrollo sólo el estímulo del esperma de un macho de otra especie. Los individuos que nacen son por tanto clones de sus madres.

DISTRIBUCIÓN

Originario de Asia Central, China y Japón, aparece hoy en aguas de unos sesenta países de todos los continentes. En Europa parece estar en expansión y se considera autóctona en algunos países del Centro y Este. Su introducción en aguas españolas debió coincidir en el tiempo con la de la carpa, hacia el siglo XVII (Lobón-Cerviá *et al.*, 1989). En España se distribuye prácticamente por todas las cuencas.



ESTADO DE CONSERVACIÓN

Categoría mundial UICN. No catalogada

Legislación nacional. En el Real Decreto 1095/1989 (BOE 12.9.89) se declara como especie objeto de pesca. Asimismo, en el Real Decreto 1118/1989 (BOE 19.9.89) se determina como especie objeto de pesca comercializable.

Libros rojos. Citada como "No Amenazada" en el Libro Rojo de los Vertebrados de España (1992).

CONSERVACIÓN

En España las poblaciones que viven en aguas libres nunca son muy densas por lo que no pueden ser consideradas como un grave problema de conservación. Sin embargo, debido a su carácter exótico, parece aconsejable limitar al menos su expansión, favorecida por el uso que se hace de este pez como cebo vivo.

En Europa la única amenaza es la influencia humana negativa sobre sus hábitats, por lo que su situación se clasifica como Intermedia (I) en Europa (Lelek, 1987). En la Lista Roja de los Vertebrados de España (Icona, 1986) se considera como «No Amenazada» (NA).

BIBLIOGRAFÍA

- Abramenko M. I., Kravchenko O. V. & A. E. Velikoivanenko. 1997. Genetic structure of populations in the diploid triploid complex of the goldfish *Carassius auratus gibelio* in the Lower Don basin. *Voprosy Ikhtologii* 37(1): 62-71
- Abramenko M. Y., Poltavcheva T. G. & S. G. Vasetskii. 1998. Discovery of triploid males in Lower Don populations of the crucian carp *Carassius auratus gibelio* (Bloch). *Doklady Akademii Nauk* 363(3): 415-418
- Holcik J. & R. Zitnan. 1978. On the expansion and origin of *Carassius auratus* in Czechoslovakia. *Folia Zoologica* 27(3): 279-288
- Jevtic J. 1981. Morphological characters of *Carassius auratus gibelio* Bloch. *Ichthyologia (Zemun)* 13(1): 39-50
- Papadopol M. 1983. Contributions to the knowledge of the biology of reproduction of the German carp, *Carassius auratus gibelio* in the Danube Delta (Pisces, Cyprinidae). *Hidrobiologia (Bucharest)* 18: 181-188
- Vasilyeva Y. D. 1990. On morphological divergence of gynogenetical and bisexual forms of *Carassius auratus* (Cyprinidae, Pisces). *Zoologicheskii Zhurnal* 69(11): 97-110
- Wang Chunyuan L. Y. 1983. Taxonomy and phylogeny of different varieties of the goldfish (*Carassius auratus*) in China. *Acta Zoologica Sinica* 29(3): 267-277

***Chondrostoma arcasii* (Steindachner, 1866). Bermejuela**

Catalán: Madrilleta. Gallego: Peixe. Vasco: Errutilo hegatsgorria. Portugués: Panjorca.

ESPECIE
AUTÓCTONA

F. GÓMEZ CARUANA

**DESCRIPCIÓN**

Es una especie de pequeño tamaño, de cabeza corta, boca subterminal y aleta dorsal de perfil convexo, con su origen situado en la misma vertical de la inserción de las aletas ventrales. La línea lateral está muy marcada y la coloración es oscura en el dorso y roja en la base de las aletas pares. La longitud estándar presenta valores en los ejemplares adultos comprendidos entre 4,7 y 10,4 cm. El número de escamas en la línea lateral oscila entre 36 y 48 siendo la media de 42. Presenta 7 radios ramificados en las aletas dorsal y anal aunque algunos individuos pueden tener 6 u 8 radios. El número de dientes faríngeos es de 4 a 6 siendo el más frecuente de 5 en cada lado. La edad máxima encontrada ha sido de 6 años para las hembras, en el río Ucero (Soria).

BIOLOGÍA Y ECOLOGÍA

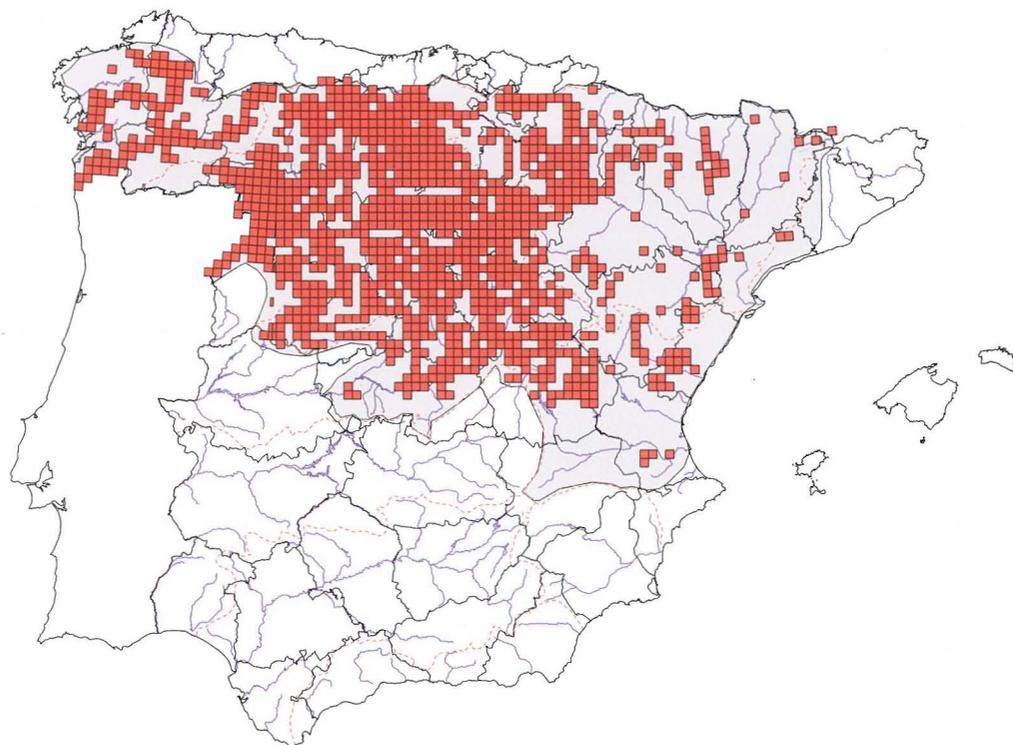
Las poblaciones son localmente abundantes pero en regresión. Las poblaciones más amenazadas se encuentran en la vertiente mediterránea, éstas presentan algunas características morfológicas propias como son la presencia más frecuente de cuatro dientes faríngeos en lugar de cinco.

Vive en lagos y ríos de montaña formando una asociación muy característica con *Salmo trutta*. Es la única especie autóctona que habita en lagos endorreicos como la laguna de Gallocanta. Los juveniles de la bermejuela se sitúan en zonas de poca corriente y profundidad en las orillas, sin embargo a final del mes de julio migran hacia zonas más profundas y con más corriente. Su alimentación es oportunista, basada principalmente en invertebrados acuáticos aunque en algunos ríos como el río Moros (Segovia) su alimentación tiene un fuerte componente detritívoro, consumiendo también algunas plantas. Esta alimentación oportunista parece tener un valor adaptativo en ríos mediterráneos de marcada estacionalidad.

REPRODUCCIÓN

Se reproducen entre los meses de mayo y junio, tiene fecundación externa depositando los huevos sobre el sustrato. La mayor parte de los ejemplares comienzan su reproducción en su segundo año de vida. Las hembras se reproducen por primera vez con tamaños comprendidos entre los 3,6 y 4,4 cm y los machos cuando su talla alcanza entre 4,2 y 5 cm.

TAXONOMÍA**Clase:** Actinopterygii**Orden:** Cypriniformes**Familia:** Cyprinidae**Sinonimias:** *Leucos Arcasii* (Steindachner, 1866). *Leuciscus (Leucos) Arcasii* (Steindachner, 1866). *Leuciscus Arcasii* (Steindachner, 1866). *Rutilus arcasii* (Steindachner, 1866). *Rutilus arcasi* (Steindachner, 1866). *Rutilus rubilio arcasi* (Steindachner, 1866).



DISTRIBUCIÓN

España: vive en las cuencas de los ríos Duero, Ebro, Tajo, Francolí, Júcar, Turia, Palancia, Mijares, Ronbla de La Viuda, Guadiana y ríos gallegos.

ESTADO DE CONSERVACIÓN

Categoría mundial UICN. No catalogada

Categoría UICN propuesta para España. VU A2ce (Vulnerable)

Justificación de los criterios. La introducción de especies exóticas en España como son el pez sol (*Lepomis gibbosus*), el pez gato (*Ameiurus melas*), siluro (*Stilurus glanis*) perca americana (*Micropterus salmoides*), lucio (*Esox lucius*), lucioperca (*Stizostedion lucioperca*) y diversas especies de ciprínidos es una de las principales causas del declive de esta especie. Este declive se estima que será en los próximos años de al menos el 20% en el área de ocupación de la especie y en la calidad de su hábitat. Este último se deteriora por las infraestructuras hidráulicas proyectadas en su área de presencia.

Legislación autonómica. Catalogada de "interés especial" en el registro de la fauna silvestre de vertebrados de Navarra, Orden Foral 0209/1995, de 13 de febrero. Catalogada como "especie sensible a la alteración de su hábitat" del Catálogo de especies amenazadas de Aragón, Decreto 49/1995 de 28 de marzo. Figura como IV en el Catálogo de Castilla y León.

Convenios internacionales. En el Anejo III del Convenio de Berna.

Directivas europeas. En el Anejo II de la Directiva de Hábitats.

UE: ha sido citada en Portugal aunque podrían corresponder estas citas a *Chondrotoma macrolepidotus*.

Mundo: endémica de la Península Ibérica.

FACTORES DE AMENAZA

Sobre la especie: la introducción de especies exóticas y las repoblaciones de trucha (*Salmo trutta*).

Sobre el hábitat: aumento de vertidos y destrucción de los cauces por obras hidráulicas son las principales amenazas. Así como la extracción de gravas que destruye las zonas de reproducción de la especie.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

Realizar un control exhaustivo de las especies exóticas las cuales no deberían figurar como especies objeto de pesca. De esta forma se impediría la introducción de nuevas especies exóticas y el fomento de las ya existentes. Las obras hidráulicas que fueran estrictamente necesarias tendrían que realizarse minimizando el impacto que generan en el hábitat de esta especie. Sería necesaria la depuración adecuada de los vertidos industriales y urbanos. Debe figurar como «Vulnerable» en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas, Real Decreto 439/90.

mente necesarias tendrían que realizarse minimizando el impacto que generan en el hábitat de esta especie. Sería necesaria la depuración adecuada de los vertidos industriales y urbanos. Debe figurar como «Vulnerable» en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas, Real Decreto 439/90.

F. GÓMEZ CARLUANA



ACCIONES REALIZADAS PARA SU CONSERVACIÓN

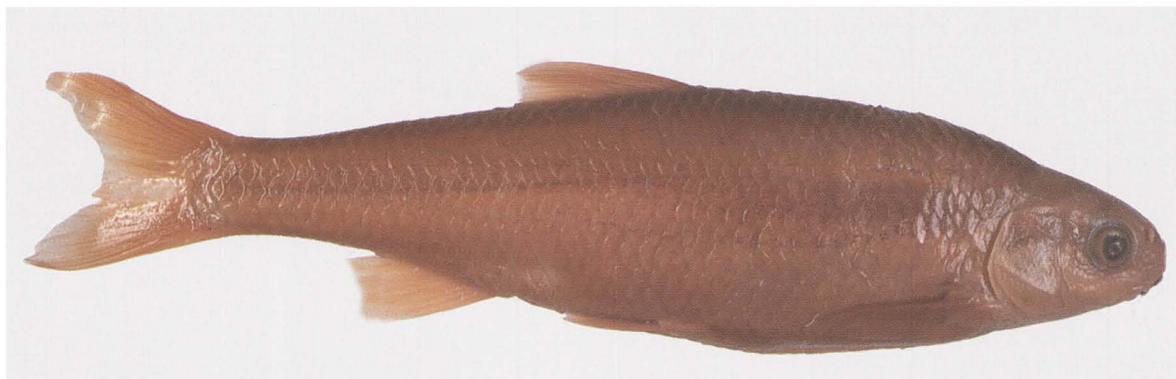
Ninguna.

BIBLIOGRAFÍA

- Almaça C. 1995. Freshwater fish and their conservation in Portugal. *Biological Conservation* 72:125-127
- Collares-Pereira M. J. 1985. Cytotaxonomic studies in Iberian Cyprinids. II. Karyology of *Anaocypris hispanica* (Steindachner, 1866), *Chondrostoma lemmingi* (Steindachner, 1866), *Rutilus arcasi* (Steindachner, 1866) and *R. macrolepidotus* (Steindachner, 1866). *Cytologia* 50(4):879-890
- Crivelli A. J. 1996. *The freshwater fish endemic to the Mediterranean region. An action plan for their conservation*. Tour du Valat Publication, 171 pp
- Doadrio I. & B. Elvira. 1988. Nuevas localidades de *Rutilus arcasii* (Steindachner, 1866) (Ostariophysi, Cyprinidae) en España. *Miscellanea Zoologica* (Barcelona) 10: 387-389
- Elvira B. 1995. Conservation status of endemic freshwater fish in Spain. *Biological Conservation* 72: 129-136
- Lobón-Cerviá J. & P. A. Rincón. 1994. Trophic ecology of red roach (*Rutilus arcasii*) in a seasonal stream; an example of detritivory as a feeding tactic. *Freshwater Biology* 32(1): 123-132
- Lobón-Cerviá J., Rovira P. & O. Soriano. 1985. Contribución a la biometría y biología de la bermejuela *Rutilus arcasii* (Steindachner 1866) del embalse de Pinilla. *Doñana, Acta Vertebrata* 12(1): 5-19
- Rincón P. A., Barrachina P. & Y. Bernat. 1992. Microhabitat use by O + juvenile cyprinids during summer in a Mediterranean river. *Archiv. Hydrobiol.* 125, (3): 323-337
- Rincón P. A. & J. Lobón-Cerviá. 1989. Reproductive and growth strategies of the red roach, *Rutilus arcasii* (Steindachner, 1866), in two contrasting tributaries of the River Duero, Spain. *Journal of Fish Biology* 34(5): 687-705
- Rincón P. A. & J. Lobón-Cerviá. 1995. Use of an encounter model to predict size-selective predation by a stream-dwelling cyprinid. *Freshwater Biology* 33: 181-191

ESPECIE
AUTÓCTONA

Chondrostoma arrigonis (Steindachner, 1866). Loina



MINCN

DESCRIPCIÓN

Ciprínido de tamaño medio que no suele sobrepasar los 30 cm de longitud total. Cuerpo alargado con la cabeza relativamente pequeña y boca situada en su parte inferior. El labio inferior es grueso y presenta una lámina córnea de forma arqueada, a diferencia de la boga de río cuya lámina córnea es recta. Pedúnculo caudal largo y estrecho. Las aletas son largas, la dorsal tiene 8 radios ramificados y la anal de 8 a 10. Las escamas son grandes y su número es de 44-53. El número de branquiespinas es de 16 a 23. El número de dientes faríngeos más frecuente es de 6-5 y raramente 5-5.

TAXONOMÍA

Clase: Actinopterygii

Orden: Cypriniformes

Familia: Cyprinidae

Sinonimias: *Leuciscus arrigonis* Steindachner, 1866. *Chondrostoma toxostoma arrigonis* Steindachner, 1866.

BIOLOGÍA Y ECOLOGÍA

Recientemente las poblaciones españolas de *Ch. toxostoma*, que eran tratadas como subespecies por la comunidad científica, han sido elevadas a rango de especie (Elvira, 1997). Nosotros seguimos la nomenclatura de Elvira (1997) pero hay que tener en cuenta que en la legislación nacional e internacional, anterior a 1997, las poblaciones españolas se mencionan como *Ch. toxostoma*. Es la especie del género *Chondrostoma* que ha sufrido una reducción poblacional más notable.

Es una especie típicamente reófila que vive en aguas corrientes pero que puede sobrevivir en aguas remansadas e incluso en embalses siempre que puedan salir río arriba en la época reproductiva.

REPRODUCCIÓN

Casi no existe información sobre la especie. Sólo se sabe que remontan los ríos hacia los tramos altos para realizar la freza y que esta tiene lugar entre los meses de marzo y mayo en aguas someras con fondos de piedra o grava.

DISTRIBUCIÓN

España: endémica de la cuenca del río Júcar.

UE: endémica de España.

Mundo: endémica de España.

FACTORES DE AMENAZA

Sobre la especie: la introducción de especies exóticas en la cuenca del Júcar es la principal amenaza. Entre ellas se encuentra la boga de río *Ch. polylepis* y otras especies muchas de las cuales son piscívoras.

Sobre el hábitat: las principales amenazas son la realización de diversas infraestructuras hidráulicas, como canalizaciones, construcción de presas, etc. la contaminación por vertidos industriales, urbanos y agrícolas; la extracción de agua para fines agrícolas y la extracción de áridos que destruye los frezaderos.



MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

Control de los vertidos y depuración de los mismos. Corregir adecuadamente los impactos derivados de las infraestructuras hidráulicas. No dar concesiones de riegos 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. Realizar un seguimiento sobre la evolución de las poblaciones de esta especie. Debe figurar como «En Peligro de Extinción» en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas, Real Decreto 439/90.

ACCIONES REALIZADAS PARA SU CONSERVACIÓN

Ninguna.

BIBLIOGRAFÍA

- Elvira B. 1987. Taxonomic revision of the genus *Chondrostoma* Agassiz, 1835 (Pisces, Cyprinidae). *Cybium* 11(2): 111-140
- Elvira B. 1991. Further studies on the taxonomy of the genus *Chondrostoma* (Osteichthyes, Cyprinidae): species from eastern Europe. *Cybium* 15(2): 147-150
- Elvira B. 1997. Taxonomy of the genus *Chondrostoma* (Osteichthyes, Cyprinidae): an updated review. *Folia Zoologica* 46 (Supplement 1): 1-14

ESTADO DE CONSERVACIÓN

Categoría mundial UICN. No catalogada

Categoría para España. En Peligro A1ae B1+2bcde (En Peligro)

Justificación de los criterios. Criterio A: la especie ha disminuido drásticamente y se estima que esta reducción es mayor del 50% en su área de ocupación debido a la introducción de especies exóticas. La reducción de sus poblaciones coincide en el tiempo con la introducción de *Ch. polylepis* en la cuenca del Júcar y pudiera ser esta introducción una de las causas del declive.

Criterio B: un área de ocupación estimada menor de 300 km² con poblaciones severamente fragmentadas y una dramática reducción de su área de ocupación y del número de localidades donde estaba presente. Esta reducción se debe tanto a una pérdida de hábitat por la construcción de diversas infraestructuras hidráulicas como por la introducción de especies exóticas en la cuenca del Júcar.

Legislación nacional. Catalogada como "Vulnerable" en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas.

Convenios internacionales. Con el nombre de *Ch. toxostoma* figura en el Anejo III del Convenio de Berna 82/72.

Directivas europeas. Con el nombre de *Ch. toxostoma* se encuentra en el Anejos II de la Directiva de Hábitat del 21 de mayo de 1992.

Libros rojos. Citada como "Rara" en el Libro Rojo de los Vertebrados de España (1992).

ESPECIE
AUTÓCTONA***Chondrostoma duriense* Coelho, 1985.** Boga del Duero

Portugués: Boga do Douro.



F. PALACIOS

DESCRIPCIÓN

Especie de talla media que no suele alcanzar los 50 cm de longitud total. Cuerpo alargado más que otras especies de ciprínidos. La abertura bucal es inferior y recta. El labio inferior es grueso y presenta una lámina córnea bien desarrollada. Las aletas dorsal y anal son largas frecuentemente con ocho radios ramificados y alguna vez con nueve. Escamas pequeñas, en la línea lateral se cuentan entre 63 y 74. El número de dientes faríngeos es de 5-5 y el de branquiespinas de 12 a 24. El cuerpo suele estar pigmentado con pequeñas manchas negras muy marcadas en las poblaciones de los ríos de Galicia y Portugal.

TAXONOMÍA**Clase:** Actinopterygii**Orden:** Cypriniformes**Familia:** Cyprinidae**Sinonimias:** *Chondrostoma polylepis duriensis* Coelho, 1985.**BIOLOGÍA Y ECOLOGÍA**

Esta especie fue descrita como subespecie de *Ch. polylepis*. Sin embargo, recientemente ha sido elevada a rango de especie (Elvira, 1997). Nosotros seguimos la nomenclatura de Elvira (1997) pero hay que tener en cuenta que en la legislación nacional e internacional,

anterior a 1997, se menciona como *Ch. polylepis*.

Vive en los tramos medios de los ríos, en zonas de marcada corriente, pero también prolifera en las aguas de los embalses. Es un pez muy gregario, especialmente durante la migración prerreproductora que efectúa curso arriba. Se alimenta de vegetación y en menor proporción de pequeños invertebrados y detritos.

Durante la freza, los machos desarrollan numerosos tubérculos nupciales muy pequeños por todo el cuerpo. Se reproduce entre abril y junio. Suele ser en los ríos donde vive el primer ciprínido en reproducirse y por ello encuentra los lugares de freza libres de muchos de los posibles depredadores de huevos y alevines.

DISTRIBUCIÓN

España: endémica de la cuencas del Duero y otras cuencas de Galicia donde la especie es más abundante.

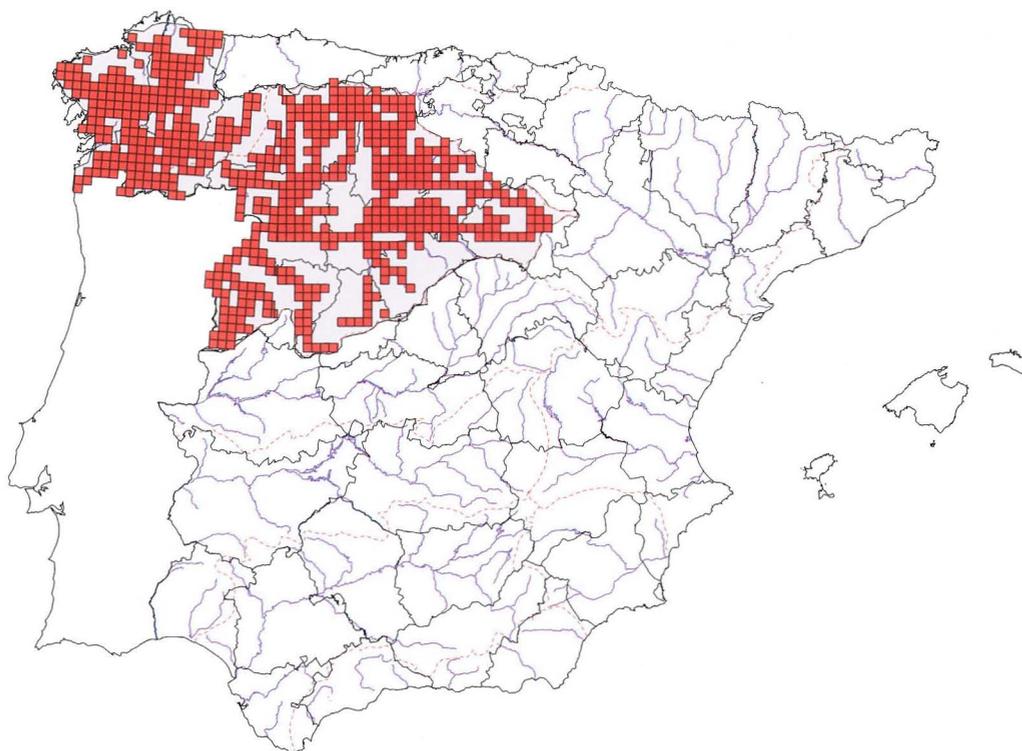
UE: vive también en Portugal.

Mundo: endémica de la Península Ibérica.

FACTORES DE AMENAZA

Sobre la especie: la introducción de especies exóticas, la mayoría piscívoras, en los ríos españoles.

Sobre el hábitat: las principales amenazas son la realización de diversas infraestructuras hidráulicas, como canalizaciones, construcción de presas, etc. la contaminación por vertidos industriales, urbanos y agrícolas; la extracción de agua para fines agrícolas y de áridos que destruye los frezaderos.



MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

Control de los vertidos y depuración de los mismos. Corregir adecuadamente los impactos derivados de las infraestructuras hidráulicas. No dar concesiones de riegos 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. Realizar un seguimiento sobre la evolución de las poblaciones de esta especie.

BIBLIOGRAFÍA

- Coelho M. M. 1985. The straight mouth Portuguese *Chondrostoma* Agassiz, 1835. Taxonomic position and geographic distribution of *Ch. polylepis* Steindachner, 1865 and *Ch. willkommi* Steindachner, 1866, with the description of a new subspecies *Ch. polylepis duriensis*. *Arquivos do Museu Bocage Serie A* 3(2): 13-38
- Doadrio I. & B. Elvira. 1986. Nuevas localidades de *Chondrostoma polylepis* Steindachner 1865 (Ostariophys, Cyprinidae) en España. *Doñana, Acta Vertebrata* 13: 163-165
- Elvira B. 1987. Taxonomic revision of the genus *Chondrostoma* Agassiz, 1835 (Pisces, Cyprinidae). *Cybiurn* 11(2): 111-140
- Elvira B. 1991. Further studies on the taxonomy of the genus *Chondrostoma* (Osteichthyes, Cyprinidae): species from eastern Europe. *Cybiurn* 15(2): 147-150
- Elvira B. 1997. Taxonomy of the genus *Chondrostoma* (Osteichthyes, Cyprinidae): an updated review. *Folia Zoologica* 46 (Supplement 1): 1-14
- Elvira B., Rincón P. A. & J. C. Velasco. 1990. *Chondrostoma polylepis* Steindachner X *Rutilus lemmingii* (Steindachner) (Osteichthyes, Cyprinidae), a new natural hybrid from the Duero River Basin, Spain. *Journal of Fish Biology* 37(5): 745-754

ESTADO DE CONSERVACIÓN

Categoría mundial UICN. No catalogada

Categoría para España. VU A2ce (Vulnerable)

Justificación de los criterios. La introducción de especies exóticas en su área de ocupación como son el pez sol (*Lepomis gibbosus*), el perca americana (*Micropterus salmoides*), el lucio (*Esox lucius*), la lucioperca (*Stizostedion lucioperca*) y diversas especies de ciprínidos es una de las principales causas del declive de esta especie. Este declive se estima que será en los próximos años de al menos el 20% en el área de ocupación de la especie y en la calidad de su hábitat. Este último se deteriora por las infraestructuras hidráulicas proyectadas en su área de presencia, el aumento de vertidos urbanos, agrícolas e industriales y la extracción de agua con fines agrícolas.

Legislación nacional. Declarada especie de pesca en el Real Decreto 1095/89, por el que se declaran las especies objeto de caza y pesca. Figura como especie comercializable en el Real Decreto 1118/89 por el que se determinan las especies objeto de caza y pesca comercializables.

Convenios internacionales. En el Anejo III del Convenio de Berna 82/72.

Directivas europeas. Anejo II de la Directiva de Hábitat del 21 de mayo de 1992.

Libros rojos. Citada como "No Amenazada" en el Libro Rojo de los Vertebrados de España (1992).

ESPECIE
AUTÓCTONA

Chondrostoma lemmingii (Steindachner, 1866). Pardilla

Vasco: Errutilo ezkatanitza. Portugués: Boga de boca arqueada.



A. DE SOSTOA

DESCRIPCIÓN

Especie de pequeño tamaño que no sobrepasa los 15 cm. Es muy parecida a la bermejuela de la que se diferencia por unas escamas más pequeñas. El número de escamas en la línea lateral oscila entre 52-66. La boca es subterminal y la coloración es oscura aunque pueden aparecer pequeñas manchas negras repartidas por el cuerpo. El número de radios ramificados en las aletas anal y dorsal es de siete.

TAXONOMÍA

Clase: Actinopterygii

Orden: Cypriniformes

Familia: Cyprinidae

Sinonimias: *Leuciscus lemmingii* Steindachner, 1866. *Rutilus lemmingii* (Steindachner, 1866). *Rutilus lemmingi* (Steindachner, 1866).

BIOLOGÍA Y ECOLOGÍA

Existen tres poblaciones muy diferenciadas morfológica (Casado, 1995) y genéticamente (Carmona et al., 2000). Una de ellas se distribuye ampliamente por las cuencas del Duero, Tajo y los ríos situados en el extremo occidental de la cuenca del Guadalquivir pertenecientes

a las provincias de Badajoz y Huelva. Otra población está distribuida por el resto del Guadalquivir, pero con poblaciones escasas y muy fragmentadas. Por último existe una población situada en afluentes de la margen izquierda del Duero que debe ser considerada como especie diferente y se encuentra en fase de descripción (Doadrio y Elvira, en preparación). Por ello se catalogan estas poblaciones independientemente.



F. GÓMEZ CARUANA

Población del Guadalquivir.

Vive en los tramos medios y bajos de los ríos donde la corriente no es muy rápida y con abundante vegetación acuática. Su alimentación está basada en algas y zooplancton.

La reproducción parece tener lugar entre los meses de abril y mayo para la población del Duero.

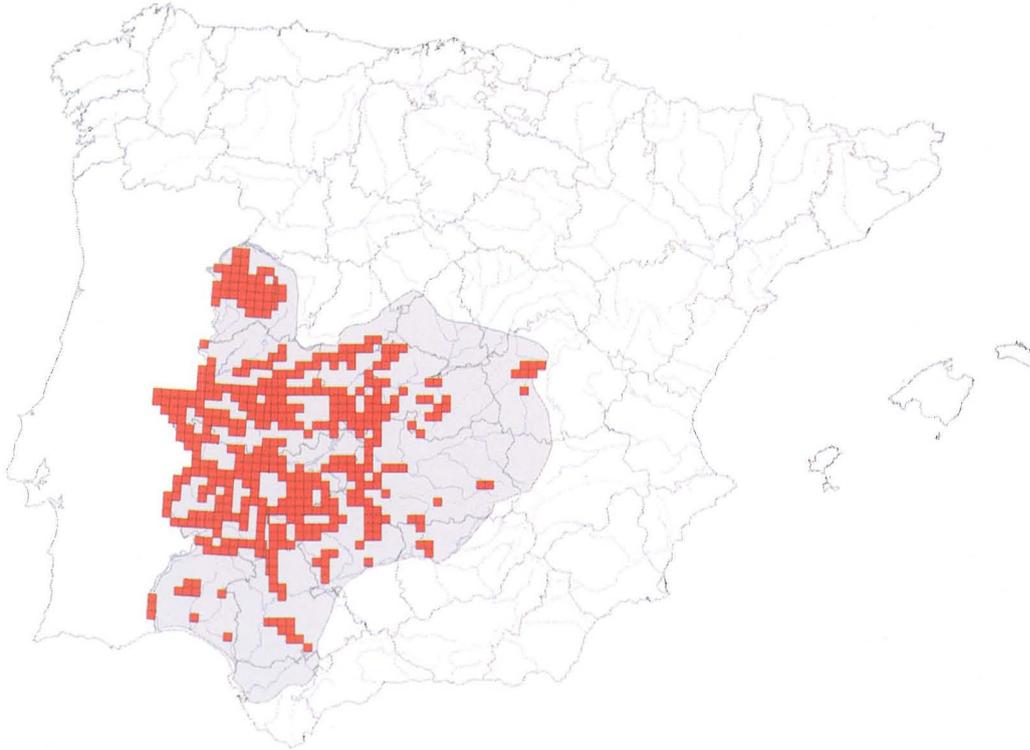
DISTRIBUCIÓN

España: es una especie endémica de la Península Ibérica. Se distribuye por las cuencas de los ríos Tajo, Guadiana, Guadalquivir y Odiel, así como en los ríos de la zona suroeste de la cuenca del Duero (Uces, Turones, Yeltes y Huebra principalmente).



Población del Duero.

J. C. VELASCO



FACTORES DE AMENAZA

Sobre la especie: la introducción de especies exóticas.

Sobre el hábitat: el desarrollo de obras hidráulicas, aparentemente sobredimensionadas para las necesidades energéticas y de regadíos del área donde vive la especie amenaza de extinción a algu-

ESTADO DE CONSERVACIÓN

Categoría mundial UICN. VU A2ce (Vulnerable)

Categoría para España (Población de las cuencas del Tajo, Guadiana y Guadalquivir exceptuando las poblaciones orientales de esta última cuenca). VU A2ce (Vulnerable)

Justificación de los criterios. La introducción de especies exóticas en España como son el pez sol (*Lepomis gibbosus*), el pez gato (*Ameiurus melas*), perca americana (*Micropterus salmoides*), lucio (*Esox lucius*), lucioperca (*Stizostedion lucioperca*) y diversas especies de ciprínidos es una de las principales causas del declive de esta especie. Este declive se estima que será en los próximos años de al menos el 20% en el área de ocupación de la especie y en la calidad de su hábitat. Este último se deteriora por las infraestructuras hidráulicas proyectadas en su área de presencia, el aumento de vertidos urbanos, agrícolas e industriales y extracción de agua con fines agrícolas.

Categoría UICN propuesta. (Poblaciones orientales de la cuenca del Guadalquivir fundamentalmente situadas en Sierra Morena). EN B1+2bcde (En Peligro)

Justificación de los criterios. Ocupa un área menor de 50 Km² con las poblaciones severamente fragmentadas. Su declive es continuado habiendo desaparecido poblaciones conocidas por la construcción de embalses y existiendo un declive continuo por la introducción de especies exóticas en su área de ocupación.

Categoría UICN propuesta (Población de la cuenca del Duero). EN B1+2bce (En Peligro)

Justificación de los criterios. Tiene un área de ocupación menor de 50 Km² y un área de presencia menor de 1000 Km². Debe ser considerada como una única población la cual se encuentra en un declive continuo principalmente por las infraestructuras hidráulicas y la introducción de especies exóticas en su área de distribución.

Legislación autonómica. Catalogada como "De Interés Especial" en el Catálogo regional de especies amenazadas de Castilla-La Mancha, Decreto 33/1998 del 5 de mayo.

Convenios internacionales. En el Anejo III del Convenio de Berna 82/72.

Directivas europeas. Anejo II de la Directiva de Hábitat del 21 de mayo de 1992.

Libros rojos. Citada como "Rara" en el Libro Rojo de los Vertebrados de España (1992).

nas poblaciones. La introducción del cangrejo americano crea ambientes de elevada turbidez que provocan la desaparición de muchas especies de fanerógamas acuáticas donde vive la pardilla. La disminución de la calidad de las aguas por vertidos es un factor añadido de amenaza.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

Control efectivo de las especies exóticas. Depuración de los vertidos, urbanos e industriales. Minimizar el impacto de las obras hidráulicas dejando zonas adecuadas para la especie. Debe figurar como «Vulnerable» en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas, Real Decreto 439/90.

ACCIONES REALIZADAS PARA SU CONSERVACIÓN

Ninguna.

BIBLIOGRAFÍA

- Carmona J. A., Domínguez J. & I. Doadrio 2000. Congruence between allozymes and cytochrome *b* gene sequence in assessing genetic differentiation within the endemic *Chondrostoma lemmingii* (Pisces: Cyprinidae). *Heredity* 84:721-732
- Casado P. 1995. *Sistemática del género Rutilus Rafinesque, 1820. en la Península Ibérica*. Universidad Complutense. 438pp
- Elvira B., Rincón P. A. & J. C. Velasco. 1990. *Chondrostoma polylepis* Steindachner X *Rutilus lemmingii* (Steindachner) (Osteichthyes, Cyprinidae), a new natural hybrid from the Duero River Basin, Spain. *Journal of Fish Biology* 37(5): 745-754
- Fernández-Delgado C. & M. Herrera 1995. Age structure, growth and reproduction of *Rutilus lemmingii* in an intermittent stream of the Guadalquivir river basin, southern Spain. *Hydrobiologia* 299(3): 207-213
- Rodríguez-Jiménez A. J. 1987. Notas sobre ecología de *Rutilus lemmingii* (Steindachner-1866) (Pisces: Cyprinidae). *Ecología* (Madrid) 1: 247-256
- Velasco J. C., Rincón P. A. & J. Lobón-Cerviá. 1990. Age, growth and reproduction of the cyprinid *Rutilus lemmingii* (Steindachner, 1866) in the River Huebra, central Spain. *Journal of Fish Biology* 36(4): 469-480

***Chondrostoma miegii* Steindachner, 1866. Madrilla**ESPECIE
AUTÓCTONA

Catalán: Madrilla. Vasco: Loina txikia.

A. DE SOSTOA Y X. FERRER

**DESCRIPCIÓN**

Ciprínido de tamaño medio que no suele sobrepasar los 30 cm de longitud total. Cuerpo alargado con la cabeza relativamente pequeña y boca situada en su parte inferior. El labio inferior es grueso y presenta una lámina córnea de forma arqueada a diferencia de la boga de río cuya lámina córnea es recta. Pedúnculo caudal largo y estrecho. Las aletas son largas, la dorsal tiene ocho radios ramificados y la anal de ocho a diez.

TAXONOMÍA

Clase: Actinopterygii
Orden: Cypriniformes
Familia: Cyprinidae
Sinonimias: *Chondrostoma toxostoma miegii* Steindachner, 1866.

BIOLOGÍA Y ECOLOGÍA

Recientemente las poblaciones españolas de *Ch. toxostoma*, que eran tratadas como subespecies por la comunidad científica, han sido elevadas a rango de especie (Elvira, 1997). Nosotros seguimos la nomenclatura de Elvira (1997) pero hay que tener en cuenta que en la legislación nacional e internacional, anterior a 1997, las poblaciones españolas se mencionan como *Ch. toxostoma*.

Es una especie típicamente reófila que vive en aguas corrientes pero que pueden sobrevivir en aguas remansadas e incluso en embalses siempre que puedan subir aguas arriba en la época reproductiva. Su alimenta de diatomeas y es complementariamente bentófaga.

Remontan los ríos hacia los tramos altos para realizar la freza. Ésta tiene lugar entre los meses de abril y junio en aguas someras con fondos de piedra o grava. Suele ser el primer ciprínido en reproducirse y por ello encuentra los lugares de freza libres de muchos de los posibles depredadores de huevos y alevines. La madurez sexual se alcanza a los dos ó tres años de edad. Las hembras ponen entre 600 y 15.000 huevos. Los machos pueden vivir hasta cinco años y las hembras hasta siete.

DISTRIBUCIÓN.

España: se distribuye por los ríos de la vertiente cantábrica oriental: Bidasoa, Urumea, Oria, Urola, Deba, Artibay, Oca, Butrón, Nervión, Agüera, Asón y Pas, y de la vertiente mediterránea: Llobregat, Ebro, Riudecanyes y Cenia. También hay una población en el río Tajo.

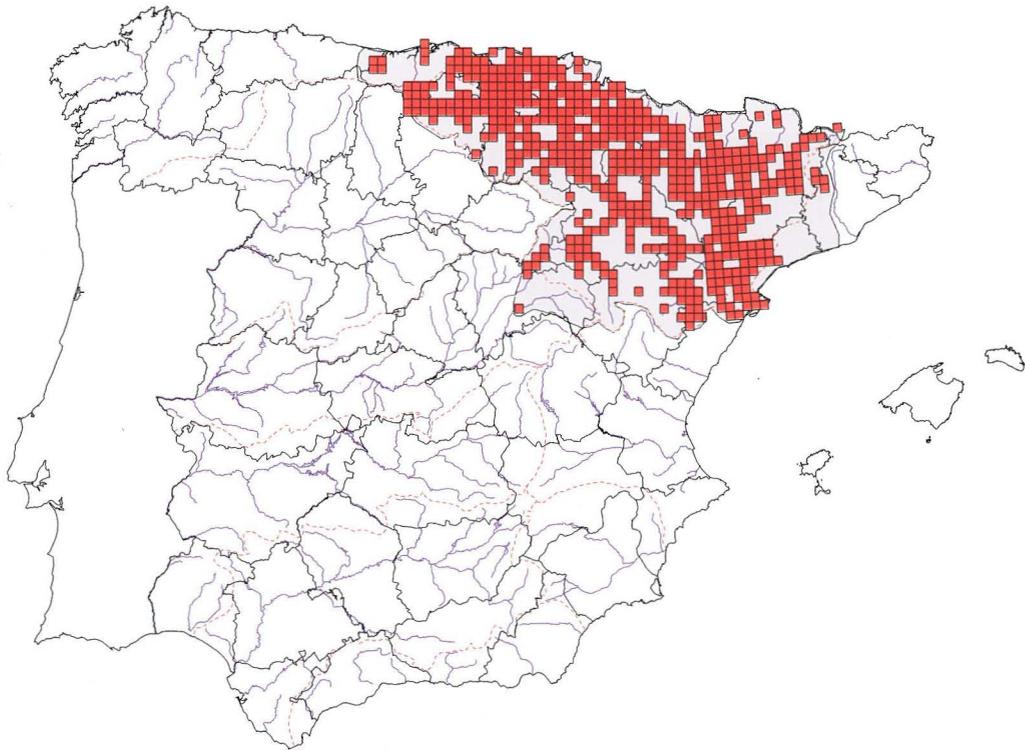
UE: endémica de España.

Mundo: endémica de España.

FACTORES DE AMENAZA

Sobre la especie: la introducción de especies exóticas, la mayoría piscívoras en los ríos españoles. Traslocación de especies.

Sobre el hábitat: las principales amenazas son la realización de diversas infraestructuras hidráulicas, como canalizaciones, construcción de presas, etc., la contaminación por vertidos industriales, urbanos y agrícolas; la extracción de agua para fines agrícolas y la extracción de áridos que destruye los frezaderos.



ESTADO DE CONSERVACIÓN

Categoría mundial UICN. No catalogada
Categoría para España. LR/nt (Bajo Riesgo-No Amenazada)

Justificación de los criterios. La introducción de especies exóticas en su área de ocupación como son el pez sol (*Lepomis gibbosus*), el pez gato (*Ameiurus melas*), Perca americana (*Micropterus salmoides*), lucio (*Esox lucius*), lucioperca (*Stizostedion lucioperca*) y diversas especies de ciprínidos es una de las principales causas del declive de esta especie. Este declive se estima que será en los próximos años cercano al 20% en el área de ocupación de la especie y en la calidad de su hábitat. Este último se deteriora por las infraestructuras hidráulicas proyectadas en su área de presencia, el aumento de vertidos urbanos, agrícolas e industriales y extracción de agua con fines agrícolas. Las poblaciones están en declive pero aún son bastante abundantes.

Legislación nacional. Con el nombre de *Cb. toxostoma* fue declarada especie de pesca en el Real Decreto 1095/89, por el que se declaran las especies objeto de caza y pesca. También, con la misma nomenclatura, figura como especie comercializable en el Real Decreto 1118/89 por el que se determinan las especies objeto de caza y pesca comercializables.

Convenios internacionales. Con el nombre de *Cb. toxostoma* figura en el Anejo III del Convenio de Berna 82/72.

Directivas europeas. Con el nombre de *Cb. toxostoma* se encuentra en el Anejo II de la Directiva de Hábitat del 21 de mayo de 1992.

Libros rojos. Citada como "No Amenazada" en el Libro Rojo de los Vertebrados de España (1992).

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

Control de los vertidos y depuración de los mismos. Corregir adecuadamente los impactos derivados de las infraestructuras hidráulicas. No dar concesiones de riegos 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. Realizar un seguimiento sobre la evolución de las poblaciones de esta especie.

ACCIONES REALIZADAS PARA SU CONSERVACIÓN

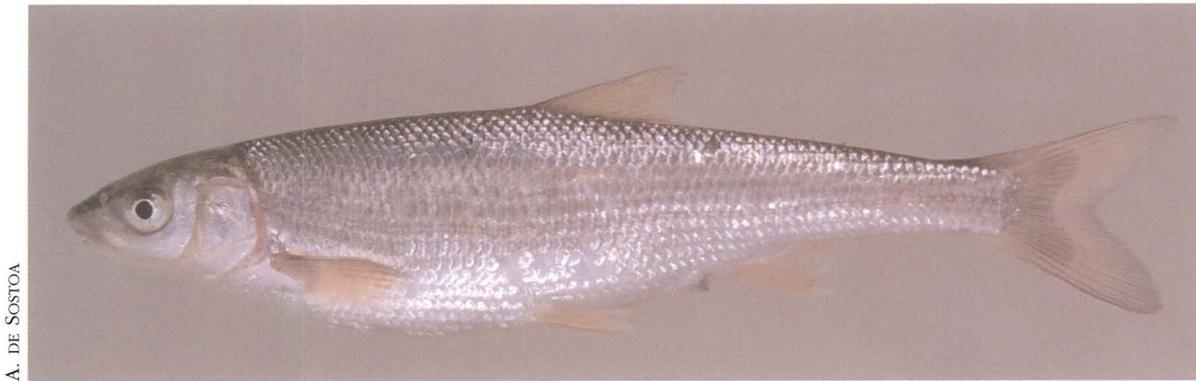
Ninguna.

BIBLIOGRAFÍA

- Chappaz R., Brun G. & G. Olivari. 1989. Données nouvelles sur la biologie et l'écologie d'un poisson cyprinide peu étudié *Chondrostoma toxostoma* (Vallot, 1836). Comparaison avec *Chondrostoma nasus* (L., 1766). *Comptes Rendus de L'Académie des Sciences Serie III Sciences de la Vie* 309(5): 181-186
- Elvira B. 1991. Further studies on the taxonomy of the genus *Chondrostoma* (Osteichthyes, Cyprinidae): species from eastern Europe. *Cybius* 15(2): 147-150
- Zbinden S. & K. J. Maier. 1996. *Contribution to the knowledge of the distribution and spawning grounds of Chondrostoma nasus and Chondrostoma toxostoma (Pisces, Cyprinidae) in Switzerland*. Kirchhofer, A. & Hefti, D. [Eds]. Conservation of endangered freshwater fish in Europe. Birkhauser Verlag, Basel, Boston & Berlin.: 1-341. Chapter pagination: 287-297

Chondrostoma polylepis Steindachner, 1864. Boga de río

Vasco: Loina iberiarra. Portugués: Boga.



A. DE SOSTOA

DESCRIPCIÓN

Especie de talla media que no suele alcanzar los 50 cm de longitud total. Cuerpo alargado más que otras especies de ciprínidos. La abertura bucal es inferior y recta. El labio inferior es grueso y presenta una lámina córnea bien desarrollada. Las aletas dorsal y anal son largas, la primera de ellas tiene entre 8 y 9 radios ramificados y la segunda entre 8 y 9. Escamas pequeñas, en la línea lateral se cuentan entre 64 y 78. El número más frecuente de dientes faríngeos es de 6-5. No existe dimorfismo sexual marcado, aunque se han descrito algunas diferencias de tipo morfométrico relativas al tamaño de las aletas y longitud de la cabeza.

BIOLOGÍA Y ECOLOGÍA

Actualmente las poblaciones de *Ch. polylepis* en España quedan restringidas a la cuenca del Tajo y a las introducciones recientes en las cuencas del Júcar y Segura.

Vive en los tramos medios de los ríos, en zonas de marcada corriente, pero también prolifera en las aguas de los embalses. Es un pez muy gregario, especialmente durante la migración prerreproductiva que efectúa curso arriba. Se alimenta de vegetación y en menor proporción de pequeños invertebrados y detritos.

Durante la freza, los machos desarrollan numerosos tubérculos nupciales muy pequeños por todo el cuerpo. Alcanzan la madurez a los 3 ó 4 años de edad y se reproducen entre marzo y junio. Suele ser en los ríos donde vive el primer ciprínido en reproducirse y por ello encuentra los lugares de freza libres de muchos de los posibles depredadores de huevos y alevines. Las hembras ponen entre 1.000 y 8.000 huevos entre arenas y grava. Los machos alcanzan ocho años de edad y las hembras hasta diez.

DISTRIBUCIÓN

España: vive en la cuenca del Tajo y ha sido introducida en las cuencas del Júcar y Segura.

UE: vive también en Portugal en las cuencas de los ríos: Vouga, Mondego, Alcoa y Sado.

Mundo: endémica de la Península Ibérica.

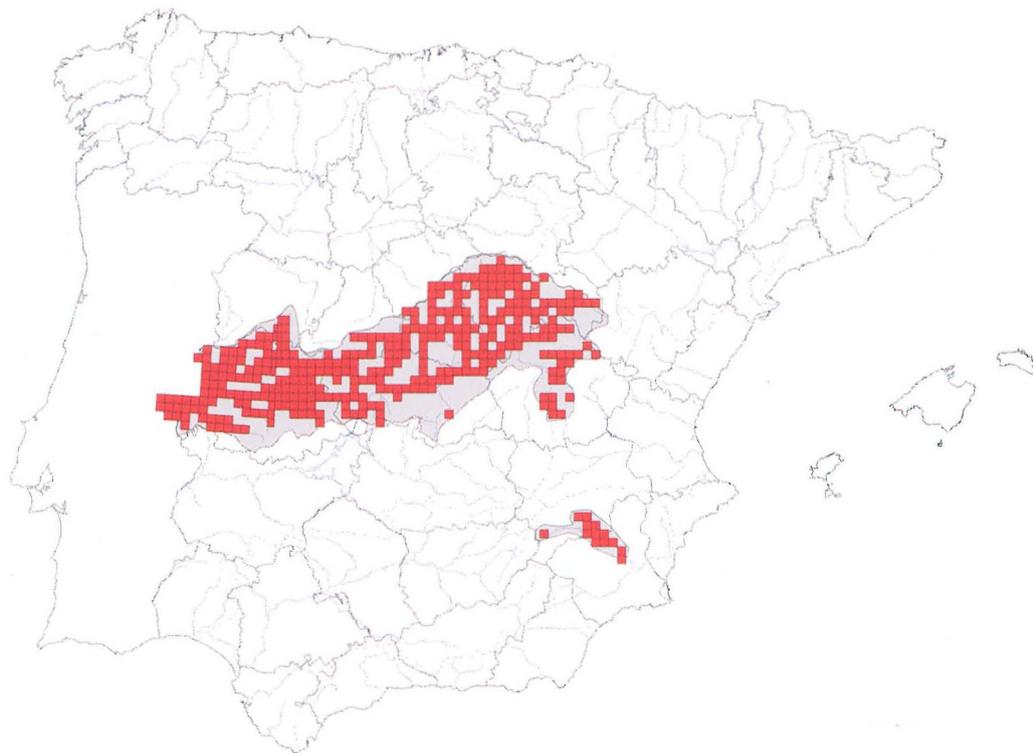
FACTORES DE AMENAZA

Sobre la especie: la introducción de especies exóticas piscívoras.

Sobre el hábitat: las principales amenazas son la realización de diversas infraestructuras hidráulicas, como canalizaciones, construcción de presas, etc. la contaminación por vertidos industriales, urbanos y agrícolas; la extracción de agua para fines agrícolas y de áridos que destruye los frezaderos.

TAXONOMÍA

Clase: Actinopterygii
Orden: Cypriniformes
Familia: Cyprinidae



ESTADO DE CONSERVACIÓN

Categoría mundial UICN. No catalogada

Categoría para España. LR/nt (Bajo Riesgo-No Amenazada)

Justificación de los criterios. La introducción de especies exóticas en su área de ocupación como son el pez sol (*Lepomis gibbosus*), el pez gato (*Ameiurus melas*), perca americana (*Micropterus salmoides*), lucio (*Esox lucius*), lucioperca (*Stizostedion lucioperca*) y diversas especies de ciprínidos es una de las principales causas del declive de esta especie. Este declive se estima que será en los próximos años cercano al 20% en el área de ocupación de la especie y en la calidad de su hábitat. Este último se deteriora por las infraestructuras hidráulicas proyectadas en su área de presencia, el aumento de vertidos urbanos, agrícolas e industriales y extracción de agua con fines agrícolas. Las poblaciones están en declive pero aún son bastante abundantes.

Legislación nacional. Declarada especie de pesca en el Real Decreto 1095/89, por el que se declaran las especies objeto de caza y pesca. Figura como especie comercializable en el Real Decreto 1118/89 por el que se determinan las especies objeto de caza y pesca comercializables.

Legislación autonómica. Catalogada como especie de fauna silvestre susceptible de aprovechamiento en la región de Murcia, Ley 7/1995 de fauna silvestre, caza y pesca fluvial.

Convenios internacionales. En el Anejo III del Convenio de Berna 82/72.

Directivas europeas. Anejo II de la Directiva de Hábitat del 21 de mayo de 1992.

Libros rojos. Citada como "No Amenazada" en el Libro Rojo de los Vertebrados de España (1992).

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

Control de los vertidos y depuración de los mismos. Corregir adecuadamente los impactos derivados de las infraestructuras hidráulicas. 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. Realizar un seguimiento sobre la evolución de las poblaciones de esta especie.

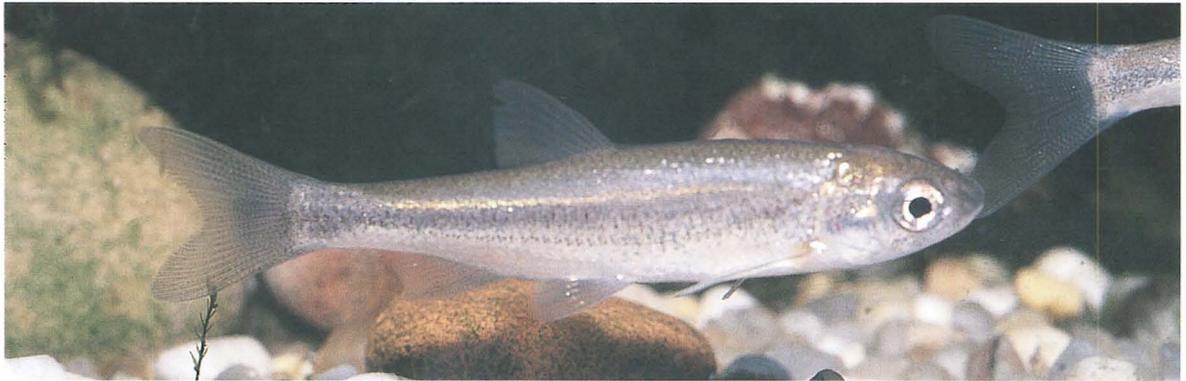
BIBLIOGRAFÍA

- Brito R. M. & M. M. Coelho. 1996. Spatial and temporal genetic variation of *Chondrostoma polylepis* in the Tejo drainage. *Folia Zoologica* 45(4): 337-346
- Collares-Pereira M. J. & M. M. Coelho. 1983. Biometrical analysis of *Chondrostoma polylepis* X *Rutilus arcasii* natural hybrids (Osteichthyes-Cypriniformes-Cyprinidae). *Journal of Fish Biology* 23(5): 495-509
- Doadrio I. & B. Elvira. 1986. Nuevas localidades de *Chondrostoma polylepis* Steindachner 1865 (Ostariophys, Cyprinidae) en España. *Doñana Acta Vertebrata* 13: 163-165
- Elvira B. & J. Lobón-Cerviá. 1981. *Diferenciación sexual en la boga de río (Chondrostoma polylepis polylepis Steindachner 1866) basada en análisis biométrico*. Reunión iberoamericana de Conservación de Zoología de Vertebrados: 46
- Elvira B., Rincón P. A. & J. C. Velasco. 1990. *Chondrostoma polylepis* Steindachner X *Rutilus lemmingii* (Steindachner) (Osteichthyes, Cyprinidae), a new natural hybrid from the Duero River Basin, Spain. *Journal of Fish Biology* 37(5): 745-754
- Granado-Lorenzo C. & F. García-Novo. 1986. Ictiofauna del embalse de Arrocampo (cuenca del río Tago). 2. Edad, crecimiento y reproducción de la boga de río *Chondrostoma polylepis* (Steindachner, 1865). *Boletín de la Real Sociedad Española de Historia Natural. Sección Biológica* 81(1-4): 27-35
- Granado Lorenzo C., Guillén Hortal E. & M. Cuadrado Gutiérrez. 1985. The influence of some environmental factors on growth of Iberian nase, *Chondrostoma polylepis* (Steindachner, 1865) in three reservoirs of western Spain. *Cybiurn* 9(3): 225-232
- Lobón-Cerviá J. 1983. Population analysis of the Iberian nase (*Chondrostoma polylepis* Stein, 1865) in the Jarama River. *Vie et Milieu* 32(3): 139-148
- Lobón-Cerviá J. & B. Elvira. 1981. Edad, crecimiento y reproducción de la boga de Río (*Chondrostoma polylepis polylepis* Stein, 1865) en el embalse de Pinilla (Río Lozoya). *Boletín del Instituto Español de Oceanografía* 6(3): 199-213

ESPECIE
AUTÓCTONA

Chondrostoma turiense Elvira, 1987. Madrija

Catalán: Madrilla. Vasco: Loina txikia.



F. GÓMEZ CARUANA

DESCRIPCIÓN

Ciprínido de tamaño medio que no suele sobrepasar los 30 cm de longitud total. Cuerpo alargado con la cabeza relativamente pequeña y boca situada en su parte inferior. El labio inferior es grueso y presenta una lámina córnea de forma arqueada, a diferencia de la boga de río cuya lámina córnea es recta. Pedúnculo caudal largo y estrecho. Las aletas son largas, la dorsal tiene ocho radios ramificados y la anal de ocho a diez. Las escamas son grandes y su número es de 44-51. El número de branquiespinas es de 21 a 27. El número de dientes faríngeos más frecuente es de 6-5 y raramente 6-6.

TAXONOMÍA

Clase: Actinopterygii

Orden: Cypriniformes

Familia: Cyprinidae

Sinonimias: *Chondrostoma toxostoma turiense* Elvira, 1987.

BIOLOGÍA Y ECOLOGÍA

Recientemente las poblaciones españolas de *Ch. toxostoma*, que eran tratadas como subespecies por la comunidad científica, han sido elevadas a rango de especie (Elvira, 1997). Nosotros seguimos la nomenclatura de Elvira (1997) pero hay que tener en cuenta que en la legislación nacional e internacional, anterior a 1997, las poblaciones españolas se mencionan como *Ch. toxostoma*.

Es una especie típicamente reófila que vive en aguas corrientes pero que pueden sobrevivir en aguas remansadas e incluso en embalses siempre que pueda remontar río arriba en la época reproductiva.

Casi no existe información sobre la especie. Sólo se sabe que remontan los ríos hacia los tramos altos para realizar la freza y que ésta tiene lugar entre los meses de marzo y mayo en aguas someras con fondos de piedra o grava.

DISTRIBUCIÓN

España: endémica de las cuencas de los ríos Turia y Mijares.

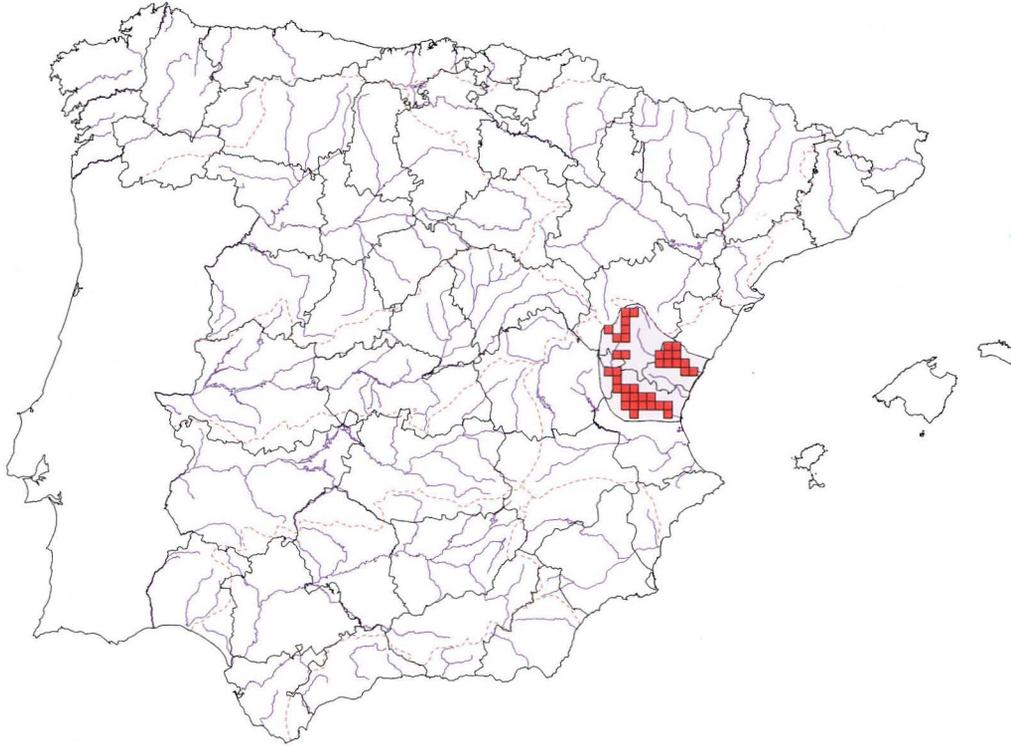
UE: endémica de España.

Mundo: endémica de España.

FACTORES DE AMENAZA

Sobre la especie: la introducción de especies exóticas, la mayoría piscívoras, en los ríos españoles.

Sobre el hábitat: las principales amenazas son la realización de diversas infraestructuras hidráulicas, como canalizaciones, construcción de presas, etc. la contaminación por vertidos industriales, urbanos y agrícolas; la extracción de agua para fines agrícolas y la extracción de áridos que destruye los frezaderos.



MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

Control de los vertidos y depuración de los mismos. Corregir adecuadamente los impactos derivados de las infraestructuras hidráulicas. No dar concesiones de riegos 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. Realizar un seguimiento sobre la evolución de las poblaciones de esta especie. Debe figurar como «Vulnerable» en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas, Real Decreto 439/90.

ESTADO DE CONSERVACIÓN

Categoría mundial UICN. No Catalogada

Categoría para España. EN B1+2c. (En Peligro)

Justificación de los criterios. La especie presenta un área de distribución menor de 30 km² y sus poblaciones se encuentran severamente fragmentadas. La calidad del hábitat disminuye constantemente y las poblaciones se encuentran en declive por la realización de embalses y canalizaciones, así como por la introducción de especies exóticas piscívoras.

Convenios internacionales. Con el nombre de *Ch. toxostoma* figura en el Anejo III del Convenio de Berna 82/72.

Directivas europeas. Con el nombre de *Ch. toxostoma* se encuentra en el Anejo II de la Directiva de Hábitat del 21 de mayo de 1992.

Libros rojos. Citada como «Rara» en el Libro Rojo de los Vertebrados de España (1992).

ACCIONES REALIZADAS PARA SU CONSERVACIÓN

Ninguna.

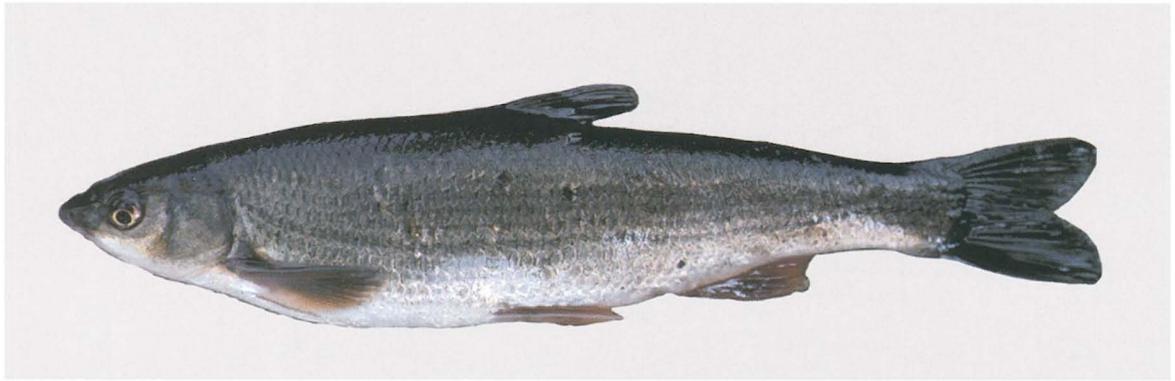
BIBLIOGRAFÍA

- Elvira B. 1987. Taxonomic revision of the genus *Chondrostoma* Agassiz, 1835 (Pisces, Cyprinidae). *Cybium* 11(2): 111-140
- Elvira B. 1991. Further studies on the taxonomy of the genus *Chondrostoma* (Osteichthyes, Cyprinidae): species from eastern Europe. *Cybium* 15(2): 147-150
- Elvira B. 1997. Taxonomy of the genus *Chondrostoma* (Osteichthyes, Cyprinidae): an updated review. *Folia Zoologica* 46 (Supplement 1): 1-14

ESPECIE
AUTÓCTONA

Chondrostoma willkommii Steindachner, 1866. Boga del Guadiana

Portugués: Boga do Guadiana.



I. DOADRIO

DESCRIPCIÓN

Especie de talla media que no suele alcanzar los 50 cm de longitud total. Cuerpo alargado más que otras especies de ciprínidos. La abertura bucal es inferior y recta. El labio inferior es grueso y presenta una lámina córnea bien desarrollada. La cabeza es más pequeña que en otras especies del género *Chondrostoma* de boca arqueada. Las aletas dorsal y anal son largas, la primera de ellas tiene entre ocho y nueve radios ramificados y la segunda entre ocho y nueve. Escamas pequeñas, en la línea lateral se cuentan entre 59 y 74. El número más frecuente de dientes faríngeos es de 7-6, aunque existen poblaciones con 6-6 dientes. No existe dimorfismo sexual marcado.

TAXONOMÍA

Clase: Actinopterygii

Orden: Cypriniformes

Familia: Cyprinidae

Sinonimias: *Chondrostoma polylepis willkommii* Steindachner, 1866.

BIOLOGÍA Y ECOLOGÍA

Esta especie ha sido considerada tradicionalmente por la literatura científica como una subespecie de *Ch. polylepis*. Sin embargo, recientemente ha sido elevada a rango de especie (Elvira, 1997). Nosotros seguimos la nomenclatura de Elvira (1997) pero hay que tener en cuenta que en la legislación nacional e internacional, anterior a 1997, se menciona como *Ch. polylepis*.

Es muy común en los embalses aunque prefiere los tramos medios de los ríos, en zonas de marcada corriente. Es un pez gregario, especialmente durante la migración prerreproductiva que efectúa curso arriba. Se alimenta de vegetación, invertebrados y detritos.

Durante la freza, los machos desarrollan numerosos tubérculos nupciales muy pequeños por todo el cuerpo. Se reproduce en abril siendo el primer ciprínido en hacerlo. Por este motivo, encuentra los lugares de freza libres de muchos de los posibles depredadores de huevos y alevines.

Durante la freza, los machos desarrollan numerosos tubérculos nupciales muy pequeños por todo el cuerpo. Se reproduce en abril siendo el primer ciprínido en hacerlo. Por este motivo, encuentra los lugares de freza libres de muchos de los posibles depredadores de huevos y alevines.

DISTRIBUCIÓN

España: vive en las cuencas de los ríos Guadiana, Odiel, Guadalquivir, y ríos del sur de España hasta la cuenca del río Vélez en Málaga.

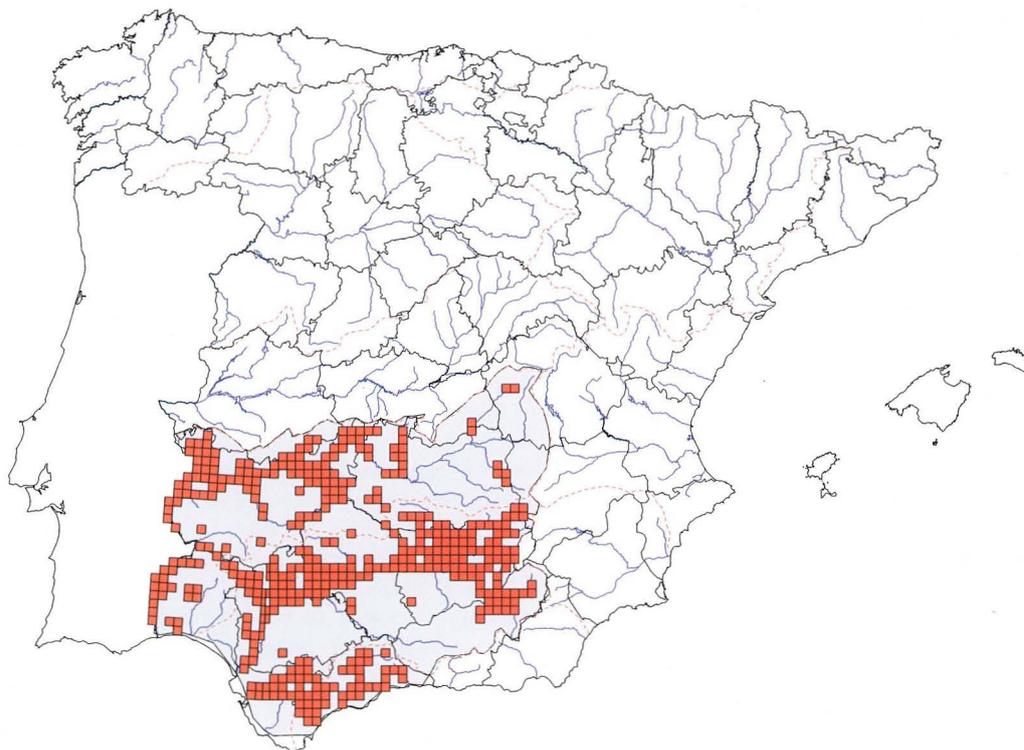
UE: endémica de la Península Ibérica está también presente en Portugal.

Mundo: endémica de la Península Ibérica.

FACTORES DE AMENAZA

Sobre la especie: la introducción de especies exóticas, la mayoría piscívoras, en los ríos españoles.

Sobre el hábitat: las principales amenazas son la realización de diversas infraestructuras hidráulicas, como canalizaciones, construcción de presas, etc. la contaminación por vertidos industriales, urbanos y agrícolas; la extracción de agua para fines agrícolas y de áridos que destruye los frezaderos.



ESTADO DE CONSERVACIÓN

Categoría mundial UICN. No catalogada

Categoría para España. VU A2ce (Vulnerable)

Justificación de los criterios. La introducción de especies exóticas en su área de ocupación como son el pez sol (*Lepomis gibbosus*), el pez gato (*Ameiurus melas*), Perca americana (*Micropterus salmoides*), lucio (*Esox lucius*), lucioperca (*Stizostedion lucioperca*) y diversas especies de ciprínidos es una de las principales causas del declive de esta especie. Este declive se estima que será en los próximos años de al menos el 20% en el área de ocupación de la especie y en la calidad de su hábitat. Este último se deteriora por las infraestructuras hidráulicas proyectadas en su área de presencia, el aumento de vertidos urbanos, agrícolas e industriales y la extracción de agua con fines agrícolas.

Legislación nacional. Declarada especie de pesca en el Real Decreto 1095/89, por el que se declaran las especies objeto de caza y pesca. Figura como especie comercializable en el Real Decreto 1118/89 por el que se determinan las especies objeto de caza y pesca comercializables.

Convenios internacionales. En el Anejo III del Convenio de Berna 82/72.

Directivas europeas. Anejo II de la Directiva de Hábitat del 21 de mayo de 1992.

Libros rojos. Citada como "No Amenazada" en el Libro Rojo de los Vertebrados de España (1992).

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

Control de los vertidos y depuración de los mismos. Corregir adecuadamente los impactos derivados de las infraestructuras hidráulicas. No dar concesiones de riegos 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. Realizar un seguimiento sobre la evolución de las poblaciones de esta especie.

ACCIONES REALIZADAS PARA SU CONSERVACIÓN

Ninguna.

BIBLIOGRAFÍA

- Bellido M., Hernando J. A., Fernández-Delgado C. & M. Herrera. 1989. Alimentación de la boga del Guadiana (*Chondrostoma polylepis willkommi*, Stein. 1866) en la interfase río-embalse de Sierra Boyera (Córdoba. España). *Doñana, Acta Vertebrata* 16(2): 189-201
- Coelho M. M. 1983. The straight mouth Portuguese *Chondrostoma* Agassiz, 1835. 1. On the populations of *Ch. polylepis* Steindachner, 1865 (Pisces, Cyprinidae). *Arquivos do Museu Bocage Serie A* 2(5): 61-79
- Coelho M. M. 1985. The straight mouth Portuguese *Chondrostoma* Agassiz, 1835. Taxonomic position and geographic distribution of *Ch. polylepis* Steindachner, 1865 and *Ch. willkommi* Steindachner, 1866, with the description of a new subspecies *Ch. polylepis duriensis*. *Arquivos do Museu Bocage Serie A* 3(2): 13-38
- Coelho M. M. 1992. Genetic differentiation of the Iberian cyprinids *Chondrostoma polylepis* Steind., 1865 and *Ch. willkommii* Steind., 1866. *Archiv Fuer Hydrobiologie* 125(4): 487-498
- Doadrio I. & B. Elvira. 1986. Nuevas localidades de *Chondrostoma polylepis* Steindachner 1865 (Ostariophy Cyprinidae) en España. *Doñana Acta Vertebrata* 13: 163-165
- Elvira B. 1987. Taxonomic revision of the genus *Chondrostoma* Agassiz, 1835 (Pisces, Cyprinidae). *Cybium* 11(2): 111-140
- Elvira B. 1991. Further studies on the taxonomy of the genus *Chondrostoma* (Osteichthyes, Cyprinidae): species from eastern Europe. *Cybium* 15(2): 147-150
- Elvira B. 1997. Taxonomy of the genus *Chondrostoma* (Osteichthyes, Cyprinidae): an updated review. *Folia Zoologica* 46: 1-14
- Encina L. & C. Granado Lorencio. 1997. Seasonal variations in condition and energy content of somatic and reproductive tissues of *Chondrostoma polylepis willkommi*. *Folia Zoologica* 46 (Supplement 1): 123-132
- Hernando J. A. & V. Jimenez. 1979. Aplicación de técnicas multivariantes al estudio de dos poblaciones de bogas (*Chondrostoma polylepis willkommi* Stein.) (Pisces: Cyprinidae) en el sur de España. *Doñana Acta Vertebrata* 6(2): 147-160
- Herrera M. & C. Fernández-Delgado. 1994. The age, growth and reproduction of *Chondrostoma polylepis willkommi* in a seasonal stream in the Guadalquivir River basin (southern Spain). *Journal of Fish Biology* 44(1): 11-22

***Cyprinus carpio* Linnaeus, 1758. Carpa**ESPECIE
EXÓTICA

A. DE SOSTOA Y X. FERRER

**DESCRIPCIÓN**

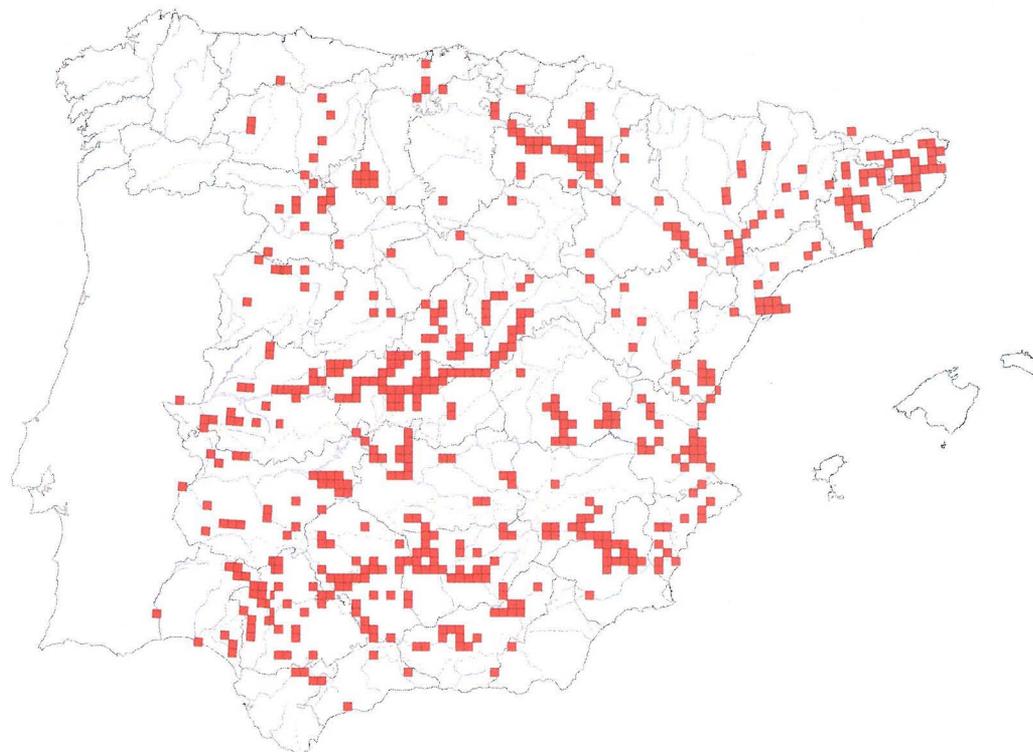
La carpa es un ciprínido de gran tamaño que a menudo supera los 70 cm de longitud. La boca es terminal y protractil, con cuatro barbillas sensoriales situadas dos a cada lado de la boca. Los flancos de tonos dorados se oscurecen hacia el dorso. La aleta dorsal es larga y con un primer radio fuerte y aserrado, es de color más oscuro que el del resto de las aletas. Tiene entre 33 y 40 escamas en la línea lateral. El cultivo intensivo, que se ha venido realizando desde tiempos inmemoriales, ha dado lugar al desarrollo de varias razas seleccionadas. Aparecen así, la «carpa espejo» o «real», con pocas escamas y muy grandes, y la «carpa cuero», con la piel más dura y sin apenas escamas, quedando el nombre de «carpa común» para aquéllas que presentan todo su cuerpo recubierto por escamas. Actualmente están las variedades multicolores con distintos tipos de escamas llamadas Koi.

BIOLOGÍA Y ECOLOGÍA

Hay que mencionar la existencia, bastante frecuente en nuestros ríos, de un híbrido de carpa y pez rojo, la «carpa de Kollar» (*Cyprinus carpio* X *Carassius auratus*), mal llamada *Cyprinus kollari*. Este híbrido se diferencia por tener características morfológicas y merísticas intermedias entre ambos parentales: tamaño del cuerpo, número de escamas de la línea lateral y número de barbillas (normalmente un único par). Algunos aspectos de su biología se han estudiado en el embalse de Arrocampo, en la cuenca del Tajo (Granado-Lorencio y García-Novó, 1986).

TAXONOMÍA**Clase:** Actinopterygii**Orden:** Cypriniformes**Familia:** Cyprinidae

Sinonimias: *Cyprinus carpio* Linnaeus, 1758. *Cyprinus carpio carpio* Linnaeus, 1758. *Cyprinus cirrosus* Schaeffer, 1760. *Cyprinus rexcyprinorum* Bloch, 1782. *Cyprinus alepidotus* Bloch, 1784. *Cyprinus nudus* Bloch, 1784. *Cyprinus regius* Nau, 1791. *Cyprinus carpio caspicus* Walbaum, 1792. *Cyprinus rex* Walbaum, 1792. *Cyprinus macrolepidotus* Meidinger, 1794. *Cyprinus rondeletii* Shaw, 1802. *Cyprinus carpio specularis* Lacepède, 1803. *Cyprinus coriaceus* Lacepède, 1803. *Cyprinus specularis* Lacepède, 1803. *Cyprinus viridescens* Lacepède, 1803. *Cyprinus nigroauratus* Lacepède, 1803. *Cyprinus rubrofuscus* Lacepède, 1803. *Cyprinus viridiviolaceus* Lacepède, 1803. *Cyprinus macrolepidotus* Hartmann, 1827. *Cyprinus carpio lacustris* Fitzinger, 1832. *Cyprinus elatus* Bonaparte, 1836. *Cyprinus hungaricus* Heckel, 1836. *Cyprinus regina* Bonaparte, 1836. *Cyprinus nordmannii* Valenciennes, 1842. *Carpio flavipinna* (Valenciennes, 1842). *Cyprinus vittatus* Valenciennes, 1842. *Cyprinus angulatus* Heckel, 1843. *Cyprinus thermalis* Heckel, 1843. *Cyprinus festetiisii* Bonaparte, 1845. *Cyprinus acuminatus* Richardson, 1846. *Cyprinus atrovirens* Richardson, 1846. *Cyprinus conirostris* Temminck & Schlegel, 1846. *Cyprinus flamm* Richardson, 1846. *Cyprinus baematopterus* Temminck & Schlegel, 1846. *Cyprinus melanotus* Schelegel, 1846. *Cyprinus sculponeatus* Richardson, 1846. *Carpio vulgaris* Rapp, 1854. *Cyprinus chinensis* Basilewsky, 1855. *Carpio carpio gibbosus* (Kessler, 1856). *Cyprinus bithynicus* Richardson, 1857. *Cyprinus acuminatus* Heckel & Kner, 1858. *Cyprinus carpio elongatus* Walecki, 1863. *Cyprinus carpio monstrosus* Walecki, 1863. *Cyprinus tossicole* Elera, 1895. *Cyprinus carpio oblongus* Antipa, 1909. *Cyprinus carpio anatolicus* Hanko, 1924. *Cyprinus carpio aralensis* Spiczakow, 1935. *Cyprinus carpio fluviatilis* Pravdin, 1945. *Cyprinus carpio brevicirri* Misik, 1958. *Cyprinus carpio longicirri* Misik, 1958.



Prefiere aguas de curso lento o estancadas, con fondos limosos y con una temperatura templada o cálida, entre 14-35 °C, siendo muy resistente a la escasez de oxígeno y a la contaminación de las aguas. La alimentación puede considerarse omnívora (restos vegetales, insectos, crustáceos alevines de otros peces, etc.), con predilección por los invertebrados bentónicos. Los adultos levantan las raíces y destruyen la vegetación sumergida lo que perjudica a otras especies de peces y a otros animales que requieren de esta. Además levantan el sedimento y contribuyen al enturbiamiento del agua, con efectos nocivos para otras especies.

ESTADO DE CONSERVACIÓN

Categoría mundial UICN. No amenazada

Legislación nacional. En el Real Decreto 1095/1989 (BOE 12.9.89) se declara como especie objeto de pesca. Asimismo, en el Real Decreto 1118/1989 (BOE 19.9.89) se determina como especie objeto de pesca comercializable.

Libro rojo. Citada como "No Amenazada" en el Libro Rojo de los Vertebrados de España (1992).

Los machos maduran generalmente un año antes que las hembras, estimándose que la carpa común alcanza la madurez sexual a los tres años de edad. El desove tiene lugar hacia finales de la primavera o principios del verano, en zonas inundadas con escasa profundidad y vegetación abundante a la que se adhieren los huevos. La hembra suele ser perseguida por varios machos para estimular el inicio de la freza. Se calcula que el número de huevos por kilogramo de peso oscila entre 100.000 y 200.000. Entre 15-20 °C los huevos tardan en eclosionar cuatro días.

DISTRIBUCIÓN
Originaria de Eurasia se extiende de forma natural desde el oeste de Europa hasta China y Sur Este de Asia y desde Siberia hasta el mediterráneo y la India. Es seguramente uno de los peces más extendido por la acción del hombre. Está presente en más de sesenta países diferentes de los cinco continentes. Se dice que fue introducida en la mayor parte de Europa, desde una población procedente del Danubio, en tiempo de los romanos, y en España, durante la dinastía de los Hausburgo (Lozano-



J. C. PALAU DÍAZ

Rey, 1935). Es muy abundante en los embalses y en los tramos medios y bajos de los ríos caudalosos de la mayor parte de las cuencas españolas, a excepción de los ríos del Noroeste peninsular.

CONSERVACIÓN

Por su efecto negativo sobre la vegetación acuática es una especie que altera los hábitats acuáticos perjudicando sensiblemente a otros vertebrados. En la Lista Roja de los Vertebrados de España (Icona, 1986) se considera como «No Amenazada» (NA). En Europa la forma silvestre de la carpa se encuentra en cierto peligro al producirse una sustitución progresiva por la forma domesticada, de cuerpo más alto, clasificándose como «Vulnerable-En Peligro» (V-E) (Lelek, 1987).

BIBLIOGRAFÍA

- Crivelli A. J. 1981. The biology of the common carp, *Cyprinus carpio* L. in the Camargue, southern France. *Journal of Fish Biology* 18(3): 271-290
- Fernández Delgado C. 1990. Life history patterns of the common carp, *Cyprinus carpio*, in the estuary of the Guadalquivir River in south west Spain. *Hydrobiologia* 206(1): 19-28
- Martín J., García Ceballos E., Escudero J. C. & J. J Pérez Regadera. 1998. Interspecific relationship between tench, *Tinca tinca* (L.), and carp, *Cyprinus carpio* L., relative to preferred light intensity. *Polskie Archiwum Hydrobiologii* 45(3): 393-398
- Ramos M. A., Pestaña G. I. & T. Gama Pereira. 1985. Estudio biológico de carpa *Cyprinus carpio* L. no Río Tejo. *Instituto Nacional de Investigacao das Pescas Boletim (lisbon)* 13: 3-59
- Roberts J., Chick A., Oswald L. & P. Thompson. 1995. Effect of carp, *Cyprinus carpio* L., an exotic benthivorous fish, on aquatic plants and water quality in experimental ponds. *Marine and Freshwater Research* 46(8): 1171-1180
- Sibbing F. A. 1988. Specializations and limitations in the utilization of food resources by the carp, *Cyprinus carpio*: a study of oral food processing. *Environmental biology of fishes* 22(3): 161-178
- Wharton J. C. F. 1979. Impact of exotic animals, especially European carp *Cyprinus carpio*, on native fauna. *Fisheries and Wildlife Paper Victoria* 20: 1-13

ESPECIE
AUTÓCTONA

***Gobio gobio* (Linnaeus, 1758). Gobio**

Catalán: Gobi. Vasco: Gobioa. Portugués: Góbio.



F. GÓMEZ CARUANA

DESCRIPCIÓN

Ciprínido de pequeño tamaño, que raramente supera los 15 cm de longitud. La forma de su cuerpo refleja su condición de pez de fondo con una parte ventral más o menos plana, un dorso conve-

xo y la boca ínfera, con una barbilla a cada lado. El color del dorso es oscuro y en los flancos aparece una línea de manchas redondeadas y azuladas sobre un fondo más claro. La aleta dorsal y aleta caudal, fuertemente escotada, están irregularmente punteadas. Tiene entre 37 y 41 escamas en la línea lateral.

TAXONOMÍA

Clase: Actinopterygii

Orden: Cypriniformes

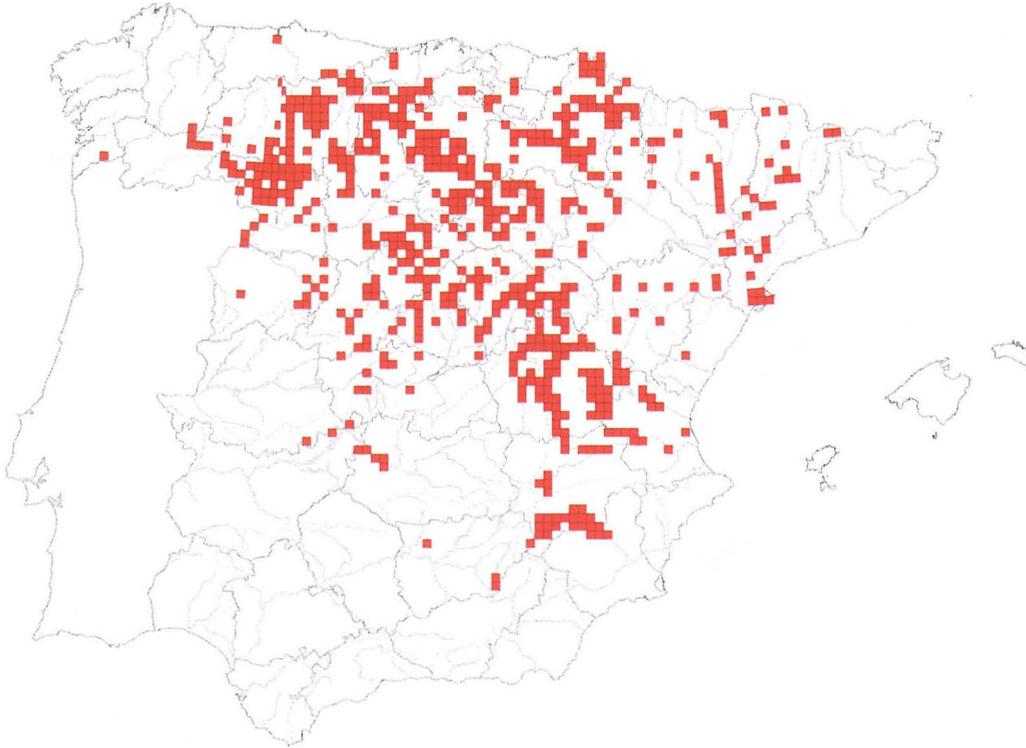
Familia: Cyprinidae

Sinonimias: *Cyprinus gobio* Linnaeus, 1758. *Leuciscus gobio* (Linnaeus, 1758). *Cobitis fundulus* Wulff, 1765. *Gobio fluviatilis* Fleming, 1828. *Gobio phoxinoides* De la Pylaie, 1835. *Gobio vulgaris* Heckel, 1836. *Gobio saxatilis* Koch, 1840. *Gobio obtusirostris* Valenciennes, 1842. *Gobio fluviatilis* Cuvier, 1842. *Bungia nigrescens* Keyserling, 1861. *Gobio fluviatilis cynocephalus* Dybowski, 1869. *Gobio fluviatilis lepidolaemus* Kessler, 1872. *Gobio gobio lepidolaemus* Kessler, 1872. *Gobio lepidolaemus* Kessler, 1872. *Gobio lepidolaemus caucasica* Kamensky, 1901. *Gobio latus* Ankin, 1905. *Gobio gobio brevicirris* Berg, 1914. *Gobio gobio katopyga* Berg, 1914. *Gobio gobio longicirris* Berg, 1914. *Gobio gobio prosopyga* Berg, 1914. *Gobio gobio obridana* Karaman, 1924. *Gobio gobio carpathicus* Vladykov, 1925. *Gobio gobio bulgarica* Drensky, 1926. *Gobio gobio sibiricus* Nikolsky, 1936. *Gobio gobio kovatschevi* Chichkoff, 1937. *Gobio gobio acutipinnatus* Menschikov, 1938. *Gobio gobio microlepidotus* Battalgi, 1942. *Gobio gobio intermedius* Battalgi, 1944. *Gobio gobio sarmaticus* Berg, 1949. *Gobio gobio muresia* Jaszfalusi, 1951. *Gobio gobio nikolskyi* Turdakov & Piskarev, 1955. *Gobio gobio gymnostethus* Ladiges, 1960. *Gobio gobio insuyanus* Ladiges, 1960. *Gobio gobio albanicus* Oliva, 1961. *Gobio gobio magnocapitata* Gundrizer, 1967. *Gobio gobio feraeensis* Stephanidis, 1973. *Gobio gobio krymensis* Banarescu & Nalbant, 1973. *Gobio gobio brevicirris* Fowler, 1976. *Gobio gobio holurus* Fowler, 1976. *Gobio gobio balcanicus* Dimovski & Grupche, 1977.

BIOLOGÍA Y ECOLOGÍA

Los adultos pueden encontrarse en fondos más o menos blandos o cubiertos por sedimentos y también en ambientes más lénticos, siempre que haya lugares cercanos donde existan las condiciones necesarias para su reproducción. Se alimenta básicamente de macroinvertebrados bentónicos (larvas de insectos, crustáceos y moluscos).

Es una especie sedentaria que realiza algunos desplazamientos en la época de reproducción, moviéndose cortas distancias. Parece ser un indicador relativamente bueno de la calidad del agua ya que para una buena reproducción necesita un sustrato limpio, arenoso o de grava (no recubierto por sedimentos), con una corriente moderada. Cuando tienen aproximadamente 7 cm de longitud alcanzan la madurez sexual. La freza tiene lugar durante los meses de verano (entre finales de mayo y agosto) y, dependiendo de la edad, una hembra pone entre 3000 y 7000 huevos.



DISTRIBUCIÓN

España: de forma natural parece distribuirse sólo por las cuencas del Ebro y Bidasoa. En el resto de España fue introducida aclimatándose perfectamente y expandiéndose rápidamente por numerosos cursos fluviales. En la actualidad se distribuye por numerosas cuencas, faltando en muchas áreas del sur de España y de Cataluña y Galicia.

UE: esta presente en todos los países de la Unión Europea.

Mundo: su área de distribución es muy amplia ocupando la mayor parte de Europa.

FACTORES DE AMENAZA

Sobre la especie: la introducción de especies exóticas piscívoras en los ríos españoles.

Sobre el hábitat: las principales amenazas son la realización de diversas infraestructuras hidráulicas, como canalizaciones, construcción de presas, etc. la contaminación por vertidos industriales, urbanos y agrícolas; la extracción de agua para fines agrícolas y la extracción de áridos que destruye los frezaderos.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

Control de los vertidos y depuración de los mismos. Corregir adecuadamente los impactos derivados de las infraestructuras hidráulicas. No dar concesiones de riegos 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.

ESTADO DE CONSERVACIÓN

Categoría mundial UICN. No catalogada

Categoría para España. VU A2ce (Vulnerable)

Justificación de los criterios. La introducción de especies exóticas en su área de ocupación como son el pez sol (*Lepomis gibbosus*), el pez gato (*Ameiurus melas*), perca americana (*Micropterus salmoides*), siluro (*Silurus glanis*), lucio (*Esox lucius*), lucioperca (*Stizostedion lucioperca*) y diversas especies de ciprínidos es una de las principales causas del declive de esta especie. Este declive se estima que será en los próximos años de al menos el 20% en el área de ocupación de la especie y en la calidad de su hábitat. Este último se deteriora por las infraestructuras hidráulicas proyectadas en su área de presencia, el aumento de vertidos urbanos, agrícolas e industriales y la extracción de agua con fines agrícolas.

Legislación autonómica. Catalogada como "Vulnerable" en el Catálogo vasco de especies amenazadas de la fauna y flora silvestre y marina, Decreto 167/1996, de 9 de julio.

Libros rojos. Citada como "Vulnerable" en el Libro Rojo de los Vertebrados de España (1992).



F. GÓMEZ CARUANA

ACCIONES REALIZADAS PARA SU CONSERVACIÓN

Ninguna.

BIBLIOGRAFÍA

- Coelho M. M. 1981. Contribution to the knowledge of the populations of *Gobio gobio* (Linnaeus 1758) (Pisces, Cyprinidae) in Portugal. *Arquivos do Museu Bocage Serie A* 1(5): 67-94
- Doadrio I. & B. Elvira. 1986. Sobre la distribución de *Gobio gobio* (L. 1758) (Ostariophysii, Cyprinidae) en España. *Doñana, Acta Vertebrata* 13: 165-166
- Kux Z. & J. Libosvsky. 1981. Variable morphological characters of *Gobio gobio* (Cyprinidae) examined by principal component analysis. *Folia Zoologica* 30(3): 229-240
- Lobón-Cerviá J., Montañes C. & A. de Sostoa. 1991. Influence of environment upon the life history of gudgeon, *Gobio gobio* (L.): a recent and successful colonizer of the Iberian Peninsula. *Journal of Fish Biology* 39(3): 285-300
- Lobón-Cerviá J. & S. Torres. 1984. On the growth and reproduction of two populations of gudgeon (*Gobio gobio* L.) in central Spain. *Acta Hydrobiologica* 25-26(1): 101-115
- Penaz M. & M. Prokes. 1978. Reproduction and early development of the gudgeon, *Gobio gobio*. 1. Spawning and embryonic period. *Folia Zoologica* 27(3): 257-267
- Zaveta J. 1990. Morphologische Variabilität von Grundling *Gobio gobio* (Cyprinidae, Osteichthyes). *Acta Universitatis Carolinae Biologica* 34(4): 275-311

***Phoxinus phoxinus* (Linnaeus, 1758). Piscardo**ESPECIE
AUTÓCTONA

Morito (Cantabria). Catalán: Barb roig. Vasco: Ezkailua, Txipa.



F. GÓMEZ CARUANA

DESCRIPCIÓN

El piscardo es un pez de pequeño tamaño que raramente alcanza los 14 cm de longitud total. Las aletas son cortas, teniendo la dorsal y anal entre 7-8 radios ramificados. Las escamas son pequeñas variando su número entre 80 y 90 en la línea longitudinal media. La coloración es variable y suele presentar manchas oscuras que se disponen transversalmente. Durante la época de reproducción los machos, presentan tubérculos nupciales, y la base de las aletas, excepto la dorsal, se tiñen de rojo. La coloración general en esta época suele ser más oscura. Son diploides y llegan a vivir hasta los 14 años.

BIOLOGÍA Y ECOLOGÍA

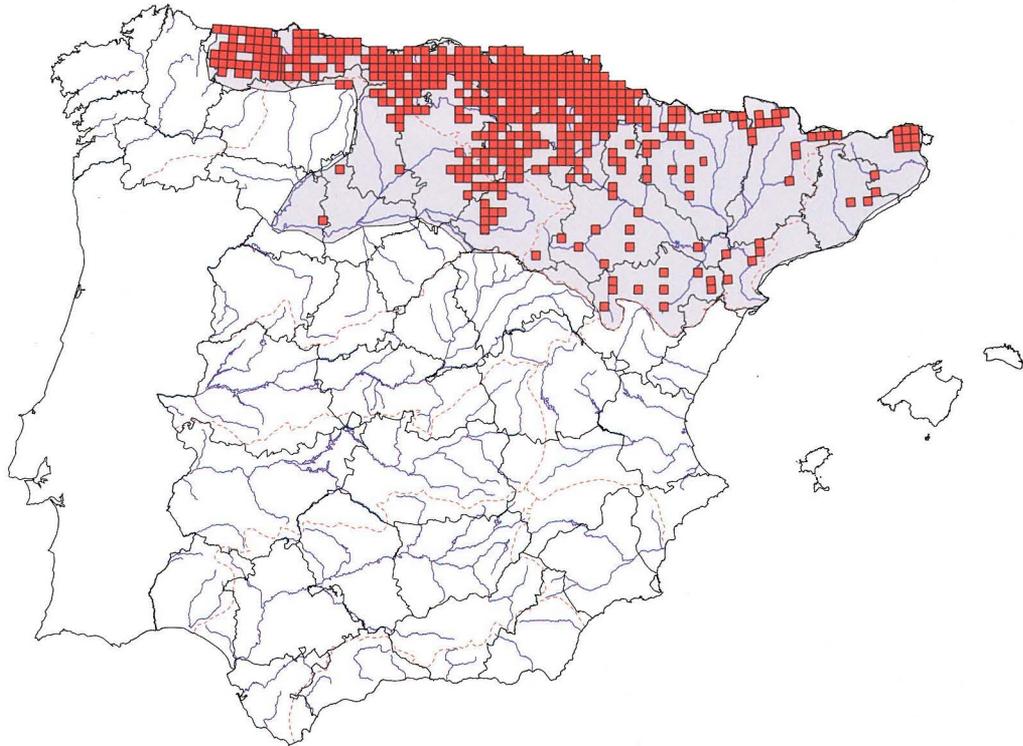
El piscardo posee dos poblaciones bien definidas una en la vertiente atlántica y otra en la mediterránea. En la vertiente atlántica no se sabe para la mayoría de los ríos, con certeza, si es una especie autóctona ya que ha sido ampliamente introducida para favorecer el número de presas disponibles para la trucha común (*S. trutta*) y existen pocos registros antiguos sobre su presencia. En esta vertiente sus poblaciones son abundantes existiendo áreas de introducción reciente, como la cuenca del Duero, donde se encuentra en clara fase de expansión. En la vertiente mediterránea, sin embargo, las poblaciones son autóctonas ya que existen registros antiguos sobre su presencia, antes de que se favoreciera a la especie como alimento para las truchas, y en esta vertiente sus poblaciones se encuentran amenazadas. Por este motivo se valoran independientemente las poblaciones de ambas vertientes.

Suelen vivir en los tramos altos de los ríos en aguas oxigenadas, con fondos pedregosos, en el río Urederra (cuenca del Ebro) el sustrato más común fue de cantos rodados (64-256 mm). Llega a formar grandes cardúmenes, que en la época de reproducción pueden estar compuestos sólo por ejemplares machos, desencadenándose la reproducción cuando en este cardumen se introducen las hembras. Son omnívoros aunque su dieta principal consiste en macroinvertebrados acuáticos.

La época de reproducción es de abril a junio en la Europa meridional y de mayo a julio en el norte de Europa. Los huevos eclosionan a una temperatura de 15°C entre los 14 días (Río Utsjoki, Finlandia) y los 17 días

TAXONOMÍA**Clase:** Actinopterygii**Orden:** Cypriniformes**Familia:** Cyprinidae

Sinonimias: *Cyprinus phoxinus* L., 1758. *Cyprinus aphyia* L., 1758. *Phoxinus rivularis* Pallas, 1773. *Salmo rivularis* Pallas, 1773. *Cyprinus morella* Leske, 1774. *Cyprinus isentensis* Georgi, 1775. *Cyprinus galian* Gmelin, 1788. *Cyprinus chrysoprasius* Pallas, 1814. *Phoxinus varius* Perty, 1832. *Phoxinus laevis* Fitzinger, 1832. *Phoxinus marsilii* Heckel, 1836. *Cyprinus lumaireui* Schinz, 1840. *Phoxinus montanus* Ogérien, 1863. *Phoxinus laevis balchaschana* Kessler, 1879. *Phoxinus laevis mikrosquamatus* Kashchenko, 1899. *Phoxinus laevis ujmonensis* Kashchenko, 1899. *Phoxinus phoxinus ujmonensis* Kashchenko, 1899. *Phoxinus saposchnikowi* Kashchenko, 1899. *Phoxinus czekanowskii sedelnikowi* Berg, 1908. *Phoxinus lagowskii sedelnikowi* Berg, 1908. *Phoxinus sedelnikowi* Berg, 1908. *Phoxinus phoxinus colchicus* Berg, 1910. *Phoxinus csikii* Hankó, 1922. *Phoxinus phoxinus strandjae* Drensky, 1926. *Phoxinus phoxinus carpathicus* Popescu-Gorji & Dumitriu, 1950.



(Río Frome, UK). Depositán entre 200 y 1.000 huevos. La reproducción es externa y la puesta preferentemente se coloca sobre sustrato de grava, pero a veces puede estar pegada a la vegetación. Para reproducirse realizan migraciones hacia los cursos altos de los ríos. Los machos y hembras alcanzan la madurez sexual entre uno y dos años cuando alcanzan una longitud total de unos 5 cm.

DISTRIBUCIÓN

España: vive en las cuencas del Ebro y de la mitad norte de la Península, siendo más abundante en la cordillera cantábrica. En la cuenca del Duero ha sido introducida artificialmente y se ha favorecido su distribución en algunas cuencas de la Cordillera Cantábrica. Sin embargo, en el cantábrico no se conoce con exactitud en que cuencas es introducida y en cuales es natural.

ESTADO DE CONSERVACIÓN

Categoría mundial UICN. No catalogada

Categoría para España. (poblaciones atlánticas). No Amenazada

Categoría mundial UICN. No catalogada

Categoría para España. (poblaciones mediterráneas). Vu A2ce (Vulnerable)

Justificación de los criterios utilizados

Criterio A: La introducción de especies exóticas en la cuenca del Ebro como pez gato (*Ameiurus melas*), siluro (*Silurus glanis*), perca americana (*Micropterus salmoides*), lucio (*Esox lucius*), lucioperca (*Stizostedion lucioperca*) y diversas especies de ciprínidos, así como las repoblaciones de *Salmo trutta* han hecho declinar al piscardo en las cuencas mediterráneas. Este declive ha sido de tal forma que en la actualidad sólo se encuentra en un área menor de 200 km² de un área potencial estimado en más de 300 km², según se deduce de observaciones propias realizadas en los últimos diez años y que han sido llevadas a cabo para la elaboración de este Atlas, así como diversos trabajos llevados a cabo por el Departamento de Biología animal de la Universidad de Barcelona. El aumento de la contaminación y eutrofización de nuestros ríos por vertidos y obras hidráulicas también han sido factores importantes en la reducción del área y número de poblaciones de esta especie, al disminuir sensiblemente la calidad de su hábitat. Al vivir en cuencas fluviales cerradas no es posible la inmigración de individuos procedentes de otras cuencas. Por ello no procede cambiar la categoría con criterios regionales.

Legislación autonómica. Catalogada de "Interés Especial" en el registro de la fauna silvestre de vertebrados de Navarra, Orden Foral 0209/1995, de 13 de febrero.

UE: está presente en todos los países de la Unión Europea excepto Portugal.

Mundo: desde España hasta la antigua Unión Soviética. También se localiza en Turquía, Armenia y Azerbayán. Ha sido introducida artificialmente en Marruecos e Irlanda aunque en Marruecos no parece haberse establecido.

FACTORES DE AMENAZA

Sobre la especie: la introducción de especies exóticas y las repoblaciones de trucha (*Salmo trutta*).

Sobre el hábitat: el aumento de vertidos y destrucción de los cauces por obras hidráulicas son las principales amenazas.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

Se necesita una protección de los ríos mediterráneos donde vive la especie. Esta protección debe realizarse mediante un control y corrección de los vertidos, impedir la modificación de los cauces por las obras hidráulicas y realizar un exhaustivo control de las especies exóticas de peces.

ACCIONES REALIZADAS PARA SU CONSERVACIÓN

Ninguna.



F. GÓMEZ CARUANA

BIBLIOGRAFÍA

- Constantinescu V., Vintila C. & S. Damian. 1984. Contributions to the knowledge of the breeding coloration and behaviour in *Phoxinus phoxinus* (Pisces, Cyprinidae). *Travaux du Museum D'Histoire Naturelle «Grigore Antipa»* 25: 267-289
- Doadrio I. & P. Garzón. 1988. Nuevas localidades de *Phoxinus phoxinus* (L., 1758) (*Ostariophysii*, Cyprinidae) en la Península Ibérica. *Miscellanea Zoologica* 10: 389-390
- Docampo L. & M. M. Vega. 1991. Contribución al estudio de la alimentación de *Barbus bocagei* (Steindachner, 1866), *Phoxinus phoxinus* (Linnaeus, 1758) y *Rana perezi* (Seoane, 1885) en ríos de Bizkaia. *Scientia Gerundensis* 16(1): 61-73
- Frost W. E. 1943. The natural history of the minnow, *Phoxinus phoxinus*. *Journal of Animal Ecology* 12:139-162
- Haimovici S. & L. Ciuca. 1973. L'étude de caryotype au varion-*Phoxinus phoxinus phoxinus* L. (*Ostariophysii*, Cyprinidae) *Ibidem*, Sec. 2a. 19(1):192-201
- Hesthagen T., Hegge O. & J. Skurdal. 1992. Food choice and vertical distribution of European minnow, *Phoxinus phoxinus*, and young native and stocked brown trout, *Salmo trutta*, in the littoral zone of a subalpine lake. *Nordic Journal of Freshwater Research*. 67: 72-76
- Jacobsen O. 1979. Substrate preference in the minnow (*Phoxinus phoxinus* L.). *Polskie Archiwum Hydrobiologii* 26(3): 371-378
- Lien L. 1981. Biology of the minnow *Phoxinus phoxinus* and its interactions with brown trout *Salmo trutta* in Ovre Heimdalsvatn, Norway. *Holarctic Ecology* 4(3): 191-200
- Michel P. & T. Oberdorff. 1995. Feeding habits of fourteen European freshwater fish species. *Cybium* 19(1):5-46
- Mills C. A. 1987. The life history of the minnow *Phoxinus phoxinus* (L.) in a productive stream. *Freshwater Biology* 17(1): 53-67
- Mills C. A. 1988. The effect of extreme northerly climatic condition on the life history of the minnow, *Phoxinus phoxinus* (L.). *Journal of Fish Biology* 33:545-561
- Mills C. A. & A. Eloranta. 1983. The biology of *Phoxinus phoxinus* (L.) and other littoral zone fishes in Lake Konnevesi, central Finland. *Annales Zoologici Fennici* 22(1) 1-12
- Miranda R., Campos F., García-Fresca C., Oscoz J., Escala M. C. & J. M. Lekuona. 1999. Distribución de sexos del piscardo (*Phoxinus phoxinus*) durante la época reproductora en un río del norte de España. *Ecología* 13: 303-309
- Muller G. & I. Ward Paul. 1998. Genetic variability in the European minnow, *Phoxinus phoxinus* (L.). *Hydrobiologia* 364(2): 183-188
- Myllyla M., Torssonon M., Pulliainen E. & K. Kuusela. 1984. Ichthyological studies on the minnow. *Phoxinus phoxinus*, in northern Finland. *Aquilo Ser Zoologica* 22: 149-156
- Neveu A. 1981. Rythme alimentaire et relations trophiques chez l'anguille (*Anguilla anguilla* L.), la loche Franche (*Nemacheilus barbatulus* L.), le vairon (*Phoxinus phoxinus* L.) et le goujon (*Gobio gobio* L.) dans des conditions naturelles. *Bulletin du Centre D'etudes et de Recherches Scientifiques Biarritz* 13(4): 431-443
- Proha M. 1982. Proportion of sexes in the populations of *Phoxinus phoxinus* species (Linne) in the Zujevina and Ljubina Streams. *Veterinaria* (Sarajevo) 31(1-2): 187-195

ESPECIE
EXÓTICA***Rutilus rutilus* Linnaeus, 1758. Rutilo**

I. DOADRIO

DESCRIPCIÓN

Es una especie de talla media que no suele sobrepasar los 40 cm de longitud total aunque se conocen individuos que han alcanzado los 50 cm de longitud y cerca de los 2 kg de peso. Su cuerpo es alto y comprimido lateralmente, con una cabeza pequeña que representa el 25% de la longitud del cuerpo. La aleta dorsal presenta de 9-11 radios blandos y es alta y de perfil cóncavo. La aleta anal es larga con 9-11 radios blandos. Las escamas son grandes y su número en la línea lateral es de 40-45. Sin dientes mandibulares o maxilares los dientes faríngeos se disponen en una fila en número de 5-5. El número de cromosomas es $2n=50$, en algunas poblaciones es $2n=52$.

TAXONOMÍA**Clase:** Actinopterygii**Orden:** Cypriniformes**Familia:** Cyprinidae

Sinonimias: *Cyprinus rutilus* Linnaeus, 1758. *Leuciscus rutilus* (Linnaeus, 1758). *Rutilus rutilus* (Linnaeus, 1758). *Cyprinus rutilus* Linnaeus, 1758. *Cyprinus rubellio* Leske, 1774. *Cyprinus simus* Hermann, 1804. *Cyprinus lacustris* Pallas, 1814. *Cyprinus jaculus* Jurine, 1825. *Leuciscus decipiens* Agassiz, 1835. *Leuciscus prasinus* Agassiz, 1835. *Cyprinus fulvus* Vallot, 1837. *Cyprinus xanthopterus* Vallot, 1837. *Rutilus heckelii* (Nordmann, 1840). *Leuciscus heckelii* Nordmann, 1840. *Leucos cenisophius* Bonaparte, 1841. *Gardonus pigulus* Bonaparte, 1841. *Leuciscus rutiloides* Selys-Longchamps, 1842. *Leuciscus selysii* Selys-Longchamps, 1842. *Leuciscus lividus* Heckel, 1843. *Leuciscus pausingeri* Heckel, 1843. *Leucos pigulus* Bonaparte, 1844. *Leucos cenisophius* Bonaparte, 1845. *Leuciscus jurinii* Dybowski, 1862. *Leuciscus rutilus daugawensis* Dybowski, 1862. *Gardonus ruboculus* Walecki, 1863. *Leuciscus pallens* Blanchard, 1866. *Leuciscus rutilus caspicus* Yakovlev, 1870. *Leuciscus rutilus auratus* Yakovlev, 1873. *Leuciscus rutilus communis* Yakovlev, 1873. *Leuciscus rutilus fluviatilis* Yakovlev, 1873. *Leuciscus rutilus bolmensis* Malm, 1877. *Leuciscus rutilus aurata* Fatio, 1882. *Leuciscus rutilus crassa* Fatio, 1882. *Leuciscus rutilus elata* Fatio, 1882. *Leuciscus rutilus elongata* Fatio, 1882. *Leuciscus rutilus communis* Rossikov, 1895. *Leuciscus rutilus terekensis* Rossikov, 1895. *Leuciscus rutilus wobla* Grimm, 1896. *Leuciscus rutilus erytraea* Antipa, 1909. *Leuciscus rutilus vobla* Dikson, 1909. *Rutilus rutilus aralensis* Berg, 1916. *Rutilus rutilus mariza* Drensky, 1926. *Rutilus rutilus schelkownikovi* Derjavin, 1926. *Leuciscus pigus dojranensis* Karaman, 1928. *Rutilus rutilus carpathorossicus* Vladykov, 1930. *Rutilus rutilus uzboicus* Berg, 1932. *Rutilus rutilus bucharensis* Nikolsky, 1933. *Rutilus rutilus goplensis* Stangenberg, 1938. *Rutilus rutilus sucharensis* Stangenberg, 1938. *Rutilus rutilus vegariticus* Stephanidis, 1950. *Rutilus rutilus frici* Misik, 1957.

ESTADO DE CONSERVACIÓN**Categoría mundial UICN.** No catalogada**BIOLOGÍA Y ECOLOGÍA**

Las poblaciones son pequeñas y se desconoce su evolución actual.

Vive en ríos, lagos y embalses prefiriendo aguas tranquilas. Pueden vivir en aguas contaminadas y también en aguas salobres. Existen algunas poblaciones anádromas. Es una especie omnívora que

se alimenta tanto de insectos como de crustáceos y plantas. Aunque los adultos tienen preferencia por las plantas.



La reproducción tiene lugar entre los meses de abril y junio cuando la temperatura del agua es de 10-14°C. La hembra pone de 6.000 a 200.000 huevos.

DISTRIBUCIÓN

Se distribuye por toda Europa excepto por las penínsulas meridionales e Irlanda. En España se localiza en el río Llobregat y en la cuenca del Ebro.

CONSERVACIÓN

No existen estudios sobre el efecto de esta especie sobre las especies autóctonas pero parece tener un impacto sobre la vegetación acuática y por tanto sobre el hábitat.

BIBLIOGRAFÍA

- Giles N., Street M. & R. M. Wright. 1990. Diet composition and prey preference of tench, *Tinca tinca* (L.), common bream, *Abramis brama* (L.), perch, *Perca fluviatilis* L. and roach, *Rutilus rutilus* (L.), in two contrasting gravel pit lakes: potential trophic overlap with wildfowl. *Journal of Fish Biology* 37(6): 945-957
- Horppila J. 1994. The diet and growth of roach (*Rutilus rutilus* (L.)) in Lake Vesijarvi and possible changes in the course of biomanipulation. *Hydrobiologia* 294(1) 2: 35-41
- Pavlov D. S. & M. A. Skorobogatov. 1994. The behaviour of *Rutilus rutilus* (L.) in water currents with different temperature. *Doklady Akademii Nauk* 338(1): 13-142
- Persson L. 1990. A field experiment on the effects of interspecific competition from roach, *Rutilus rutilus* (L.), on age at maturity and gonad size in perch, *Perca fluviatilis* L. *Journal of Fish Biology* 37(6): 899-906
- Vollestad L. A & J. H. l'Abée Lund 1990. Geographic variation in life history strategy of female roach, *Rutilus rutilus* (L.). *Journal of Fish Biology* 37(6): 853-864

ESPECIE
EXÓTICA***Scardinius erythrophthalmus* (Linnaeus, 1758). Gardí**

A. DE SOSTOA Y X. FERRER

DESCRIPCIÓN

Ciprínido de talla media que en España no supera los 20 cm de longitud total. Aunque se conocen en Europa ejemplares que llegan a medir 50 cm de longitud total y 2 kg de peso. La edad máxima conocida es de 19 años. El cuerpo es alto en comparación con las especies del género *Squalius*. Las escamas son grandes y su número en la línea lateral es de 40-45. Las aletas son largas y el número de radios ramificados en la aleta dorsal es de 8-9 y en la anal de 9-12. La coloración general del cuerpo es plateada con la base de las aletas pectorales, ventrales, anal y caudal de color rojo. El número cromosómico es $2n=48-52$.

TAXONOMÍA

Clase: Actinopterygii

Orden: Cypriniformes

Familia: Cyprinidae

Sinonimias: *Cyprinus erythrophthalmus* Linnaeus, 1758. *Leuciscus erythrophthalmus* (Linnaeus, 1758). *Scardinius erythrophthalmus* (Linnaeus, 1758). *Scardinius erithrophthalmus* (Linnaeus, 1758). *Cyprinus erythroptus* Pallas, 1814. *Cyprinus compressus* Hollberg, 1822. *Cyprinus scardula* Nardo, 1827. *Scardinius scardafa* (Bonaparte, 1832). *Cyprinus caeruleus* Yarrell, 1833. *Cyprinus fuscus* Vallot, 1837. *Leuciscus scardafa* Bonaparte, 1837. *Scardinius hesperidicus* Bonaparte, 1845. *Scardinius platizza* Bonaparte, 1846. *Leuciscus apollonitis* Richardson, 1857. *Scardinius dergle* Heckel & Kner, 1858. *Scardinius macrophthalmus* Heckel & Kner, 1858. *Scardinius plotizza* Heckel & Kner, 1858. *Scardinius crocophthalmus* Walecki, 1863. *Scardinius erythrophthalmus dojranensis* Karan, 1924. *Scardinius scardafa obridana* Vladyko Vladykov & Petit, 1930. *Scardinius erythrophthalmus rutiloides* Vladykov, 1931. *Scardinius erythrophthalmus achrus* Stephanidis, 1950. *Scardinius erythrophthalmus racovitzai* Müller, 1958. *Scardinius racovitzai* Müller, 1958.

BIOLOGÍA Y ECOLOGÍA

Pocas son las poblaciones presentes en España y se desconoce su evolución actual.

Vive en aguas tranquilas con vegetación sumergida.

La reproducción tiene lugar de abril a junio. Los huevos son depositados sobre el sustrato. La alimentación es omnívora consumiendo tanto insectos acuáticos como plantas superiores y algas. Los adultos pueden consumir un gran número de macrófitos acuáticos lo que perjudica a algunas de nuestras especies autóctonas de peces.

DISTRIBUCIÓN

Vive en la mayor parte de Europa hasta el mar Caspio y mar de Aral. En España ha sido introducida y hoy en día está presente en Cataluña en las cuencas de los ríos Muga, Ter, Besós, Tordera, Llobregat y en algunos puntos de la cuenca del Ebro, así como en las Lagunas de Ruidera.

ESTADO DE CONSERVACIÓN

Categoría mundial UICN. No catalogada



CONSERVACIÓN

Se desconoce cual es el efecto sobre las especies autóctonas. En la Lista Roja de los Vertebrados de España (Icona, 1986) figura como «Rara» (R). En Europa está catalogada como «Vulnerable» (V) (Lelek, 1987).

BIBLIOGRAFÍA

- Bean C. W. & I. J. Winfield 1995. Habitat use and activity patterns of roach (*Rutilus rutilus* (L.)), rudd (*Scardinius erythrophthalmus* (L.)), perch (*Perca fluviatilis* L.) and pike (*Esox lucius* L.) in the laboratory: the role of predation threat and structural complexity. *Ecology of Freshwater Fish* 4(1): 37-46
- Grupce R. & A. Dimovski. 1984. Recherches comparatives sur les *Scardinius erythrophthalmus scardafa* (Bonaparte) et *Scardinius erythrophthalmus dojranensis* Karaman. *Acta Musei Macedonici Scientiarum Naturalium* 17(4): 81-101
- Martyniak A., Hliwa P., Boron S., Kucharczyk D. & P. Czerkies. 1996. The diet of rudd, *Scardinius erythrophthalmus* and its role in a biomanipulation experiment in Lake Wirbel. *Folia Zoologica* 45(3): 271-276
- Ravera O. & J. L. Jamet. 1991. The diet of the rudd (*Scardinius erythrophthalmus*, L.) in relation to the possible consequences for the removal of this species from an eutropic lake. *Archiv fuer Hydrobiologie* 123(1): 99-109

ESPECIE
AUTÓCTONA

Squalius alburnoides (Steindachner, 1866). Calandino

Vasco: Errutilo andaluziarra. Portugués: Bordalo.



F. GÓMEZ CARUANA

DESCRIPCIÓN

Es un taxón de pequeño tamaño que raramente alcanza los 13 cm de longitud total. La cabeza es pequeña y la boca súpera. El cuerpo es alargado con un pedúnculo caudal muy estrecho. Las aletas son pequeñas. La dorsal suele tener siete radios ramificados y la anal de ocho a nueve. Los perfiles distales de estas últimas son concavos. Las escamas son grandes y presentan un número de 38-44 en la línea lateral. El color del peritoneo es gris claro. Este taxon tiene un origen hibridogenético y los individuos son mayoritariamente hembras triploides ya que constan de tres dotaciones cromosómicas.

TAXONOMÍA

Clase: Actinopterygii

Orden: Cypriniformes

Familia: Cyprinidae

Sinonimias: *Leuciscus (Leucos) alburnoides* Steindachner, 1866. *Leuciscus alburnoides* Steindachner, 1866. *Rutilus alburnoides* Steindachner, 1866. *Tropidophoxinellus alburnoides* Steindachner, 1866.

BIOLOGÍA Y ECOLOGÍA

Las poblaciones son localmente abundantes y muestran una estructura genética similar a la de *S. pyrenaicus* en aquellos ríos donde está presente.

El calandino es un especie poco exigente en cuanto a las condiciones del medio, pudiéndose encontrar tanto en arroyos de montaña como en zonas remansadas. La alimentación está compuesta principalmente por artrópodos

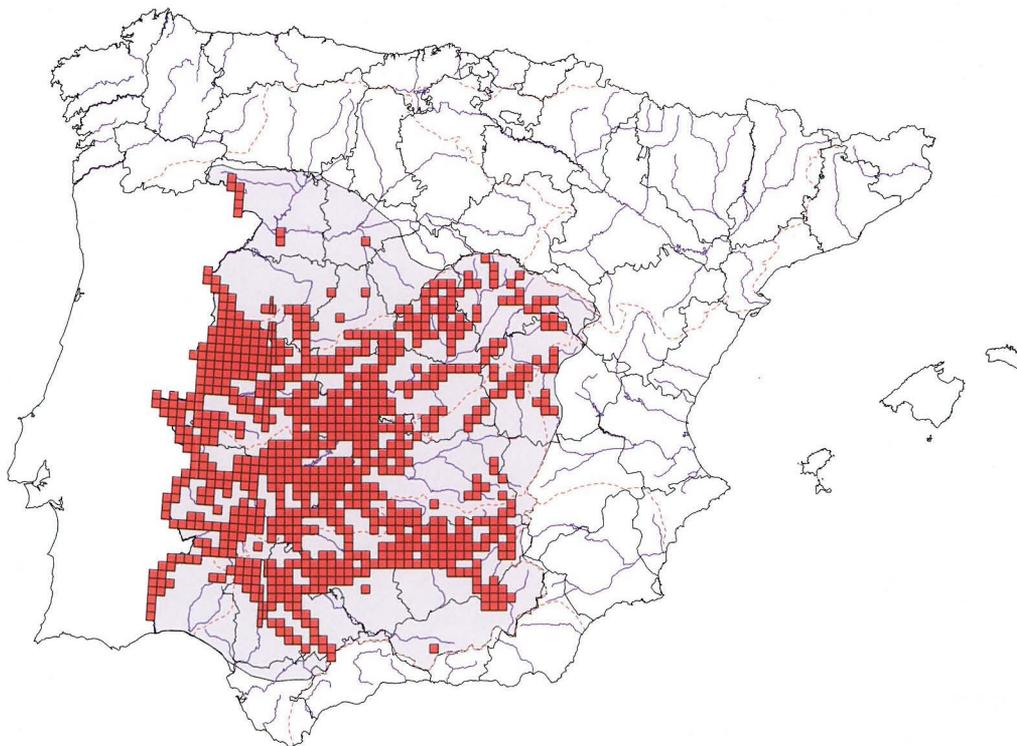
Utilizan como mecanismo reproductivo la hibridogénesis por el cual las hembras del calandino producen ovulos en los que se elimina el genoma paterno, de tal forma que estos ovulos son idénticos genéticamente a las madres que los producen. Posteriormente estos ovulos se unen con espermatozoides del cacho (*S. pyrenaicus*) o del bordallo (*S. carolitertii*), dependiendo de la cuenca de que se trate, formando cigotos de origen híbrido. Los individuos resultantes son por tanto hemiclones ya que la variabilidad genética es aportada en gran medida por el genoma paterno. Son muy pocos los peces hibridogénéticos conocidos pero el que sean casi todos hembras, tengan un origen híbrido (con dos genomas diferentes) y triploides puede ser que reporte una ventaja en ambientes con sequías extremas y por tanto poco predecibles, ya que otros híbridos genéticos son conocidos también de ambientes similares, como el desierto norteamericano.

DISTRIBUCIÓN

España: se distribuye por las cuencas de los ríos Duero, Tajo, Sado, Guadiana, Odiel y Guadalquivir.

UE: también está presente en Portugal.

Mundo: es un taxón endémico de la Península Ibérica.



FACTORES DE AMENAZA

Sobre la especie: la introducción de especies exóticas, la mayoría piscívoras en los ríos españoles.

Sobre el hábitat: las principales amenazas son la realización de diversas infraestructuras hidráulicas, como canalizaciones, construcción de presas, etc., la contaminación por vertidos industriales, urbanos y agrícolas; la extracción de agua para fines agrícolas y de áridos que destruye los frezaderos.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

Control de los vertidos y depuración de los mismos. Corregir adecuadamente los impactos derivados de las infraestructuras hidráulicas. No dar concesiones de riegos 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. Realizar un seguimiento sobre la evolución de las poblaciones de esta especie. Debe figurar como «Vulnerable» en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas, Real Decreto 439/90.

ACCIONES REALIZADAS PARA SU CONSERVACIÓN

Ninguna.

ESTADO DE CONSERVACIÓN

Categoría mundial UICN. No catalogada

Categoría para España. VU A2ce (Vulnerable)

Justificación de los criterios La introducción de especies exóticas en su área de ocupación como son el pez sol (*Lepomis gibbosus*), el pez gato (*Ameiurus melas*), perca americana (*Micropterus salmoides*), lucio (*Esox lucius*), lucioperca (*Stizostedion lucioperca*) y diversas especies de ciprínidos es una de las principales causas del declive de esta especie. Este declive se estima que será en los próximos años de al menos el 20% en el área de ocupación de la especie y en la calidad de su hábitat. Este último se deteriora por las infraestructuras hidráulicas proyectadas en su área de presencia, el aumento de vertidos urbanos, agrícolas e industriales y la extracción de agua con fines agrícolas.

Legislación autonómica. Catalogada como “En Peligro de Extinción” en el Catálogo regional de especies amenazadas de fauna y flora silvestres de la Comunidad de Madrid, 18/92 del 26 de marzo. Catalogada como “De Interés Especial” en el Catálogo regional de especies amenazadas de Castilla-La Mancha, Decreto 33/1998 del 5 de mayo.

Convenios internacionales. En el Anejo III del Convenio de Berna 82/72.

Directivas europeas. Anejos II de la Directiva de Hábitat del 21 de mayo de 1992.

Libros rojos. Citada como “En Peligro” en el Libro Rojo de los Vertebrados de España (1992).



A. DE SOSTOA

BIBLIOGRAFÍA

- Alves M. J., Coelho M. M. & M. J. Collares-Pereira. 1997. The *Rutilus alburnoides* complex (Cyprinidae): evidence for a hybrid origin. *Journal of Zoological Systematics and Evolutionary Research* 35(1): 1-10
- Alves M. J., Coelho M. M. & M. J. Collares-Pereira. 1998. Diversity in the reproductive modes of females of the *Rutilus alburnoides* complex (Teleostei, Cyprinidae): a way to avoid the genetic constraints of uniparentalism. *Molecular Biology and Evolution* 5(10): 1233-1242
- Alves M. J., Coelho M. M., Collares-Pereira M. J. & T. E. Dowling. 1997. Maternal ancestry of the *Rutilus alburnoides* complex (Teleostei, Cyprinidae) as determined by analysis of cytochrome b sequences. *Evolution* 51(5): 1584-1592
- Alves M. J., Coelho M. M., Prospero M. I. & M. J. Collares-Pereira. 1999. Production of fertile unreduced sperm by hybrid males of the *Rutilus alburnoides* complex (Teleostei, Cyprinidae): an alternative route to genome tetraploidization in unisexuales. *Genetics* 151(1): 277-283
- Carmona J. A., Sanjur O., Doadrio I., Machordom A. & R. C. Vrijenhoek. 1997. Hybridogenetic reproduction and maternal ancestry of polyploid Iberian fish: the *Tropidophoxinellus alburnoides* complex. *Genetics* 146(3): 983-993
- Collares-Pereira M. J., Alves M. J. & M. M. Coelho. 1999. Reassessment of the generic position of the Iberian cyprinid alburnoides complex: its return to the genus *Leuciscus*. *Journal of Fish Biology* 54(2): 465-468
- Martins M. J., Collares-Pereira M. J., Cowx I. G. & M. M. Coelho. 1998. Diploids v. triploids of *Rutilus alburnoides*: spatial segregation and morphological differences. *Journal of Fish Biology* 52(4): 817-828

***Squalius carolitertii* (Doadrio, 1987). Bordallo**

Gallego: Escalo. Portugués: Escalo do Norte.

ESPECIE
AUTÓCTONA

F. PALACIOS

**DESCRIPCIÓN**

El bordallo es un ciprínido de tamaño medio que raramente alcanza los 25 cm de longitud total. El cuerpo es alargado, la cabeza grande y con una boca subterminal. La aleta dorsal es larga con ocho radios ramificados y el perfil distal convexo. Los huesos circumorbitales son estrechos. Las escamas son grandes y su número en la línea lateral oscila entre 39 y 45.

BIOLOGÍA Y ECOLOGÍA

Existen dos poblaciones muy diferenciadas, una en la cuenca del Tajo y otra en las cuencas del Duero, ríos de Galicia y cuenca del Ebro.

Vive en medios muy diversos encontrándose tanto en zonas de alta montaña como en las zonas más bajas. Su alimentación está constituida por artrópodos y alevines de otros peces.

Sólo se conoce el periodo de reproducción que ocurre entre los meses de abril y junio.

DISTRIBUCIÓN

España: en España vive en las cuencas de los ríos Duero, Umia, Limia, Tajo, Miño y Lérez.

UE: vive también en Portugal.

Mundo: es un endemismo de la Península Ibérica.

FACTORES DE AMENAZA

Sobre la especie: la introducción de especies exóticas, la mayoría piscívoras en los ríos españoles.

Sobre el hábitat: las principales amenazas son la realización de diversas infraestructuras hidráulicas, como canalizaciones, construcción de presas, etc. la contaminación por vertidos industriales, urbanos y agrícolas; la extracción de agua para fines agrícolas y de áridos que destruye los frezaderos.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

Control de los vertidos y depuración de los mismos. Corregir adecuadamente los impactos derivados de las infraestructuras hidráulicas. No dar concesiones de riegos 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. Realizar

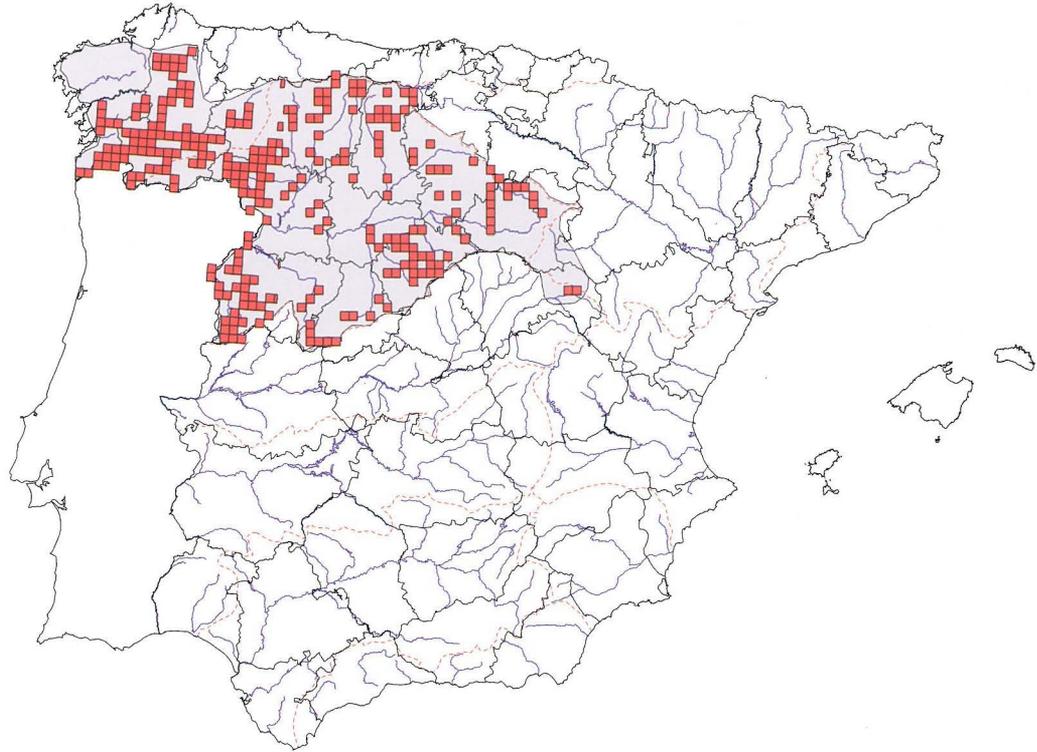
TAXONOMÍA

Clase: Actinopterygii

Orden: Cypriniformes

Familia: Cyprinidae

Sinonimias: *Leuciscus cephalus cabeda* Risso, 1827 (sólo cuando se menciona a las poblaciones ibéricas). *Leuciscus carolitertii* Doadrio, 1987.



ESTADO DE CONSERVACIÓN

Categoría mundial UICN. No catalogada

Categoría para España. Población española excepto la presente en la cuenca del río Tajo. VU A2ce (Vulnerable)

Justificación de los criterios. La introducción de especies exóticas en su área de ocupación como son el pez sol (*Lepomis gibbosus*), el perca americana (*Micropterus salmoides*) y el lucio (*Esox lucius*), es una de las principales causas del declive de esta especie. Este declive se estima que será en los próximos años de al menos el 20% en el área de ocupación de la especie y en la calidad de su hábitat. Este último se deteriora por las infraestructuras hidráulicas proyectadas en su área de presencia, el aumento de vertidos urbanos, agrícolas e industriales y la extracción de agua con fines agrícolas. El área de ocupación es menor de 500 km² y las poblaciones se encuentran en declive.

Categoría para España. Población de la cuenca del río Tajo. CR B1+2c (En Peligro Crítico)

Justificación de los criterios. El área de ocupación actual es menor de 8 km² con las poblaciones severamente fragmentadas. El aumento de vertidos, especialmente en Molina de Aragón y la extracción de agua para fines agrícolas deterioran constantemente el hábitat de la población.

Libros rojos. Citada como "Rara" en el Libro Rojo de los Vertebrados de España (1992).

zar un seguimiento sobre la evolución de las poblaciones de esta especie. Debe figurar como «Vulnerable» en el Catalogo Nacional de Especies Amenazadas, Real Decreto 439/90.

ACCIONES REALIZADAS PARA SU CONSERVACIÓN

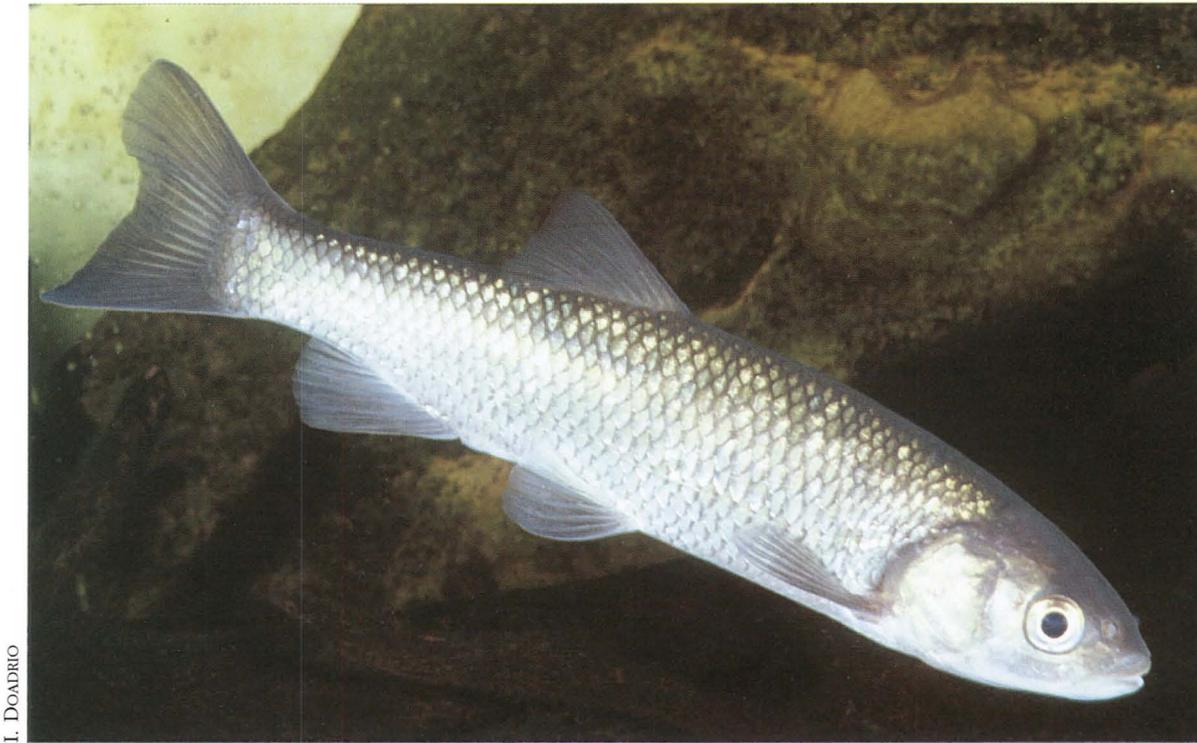
Ninguna.

BIBLIOGRAFÍA

- Coelho M. M., Brito R. M., Pacheco T. R., Figueiredo D. & A. M. Pires. 1995. Genetic variation and divergence of *Leuciscus pyrenaicus* and *L. carolitertii* (Pisces, Cyprinidae). *Journal of Fish Biology* 47(Supplement A): 243-258
- Doadrio I. 1987. *Leuciscus carolitertii* n. sp. from the Iberian Peninsula (Ostariophysi, Cyprinidae). *Senckenbergiana Biologica* 68 (4/6): 301-309
- Carmona J. A. & I. Doadrio. 2000. Threatened fishes of the world: *Leuciscus carolitertii* Doadrio, 19888 (Cyprinidae). *Environmental Biology of Fishes* 57: 96

***Squalius cephalus* (Linnaeus, 1758). Bagre**

Catalán: Bagra.Vasco: Iparraldeko katxoa.

ESPECIE
AUTÓCTONA

I. DOADRIO

DESCRIPCIÓN

Es un ciprínido de mayor tamaño que otras especies del género *Squalius* presentes en la Península Ibérica. Los ejemplares adultos alcanzan tallas de hasta 60 cm de longitud total y 8 kg de peso, pudiendo vivir hasta los diez años. El cuerpo es alargado y presenta un pedúnculo caudal largo y estrecho. La cabeza es larga y ancha. El diámetro del ojo en los adultos es dos veces menor que la anchura interorbitaria. La boca es subterminal y la aleta dorsal se encuentra retrasada con respecto a la mitad del cuerpo. Los bordes distales de las aletas son convexos. Las escamas son más pequeñas que en otros *Squalius* de la Península Ibérica. La coloración del cuerpo es plateada uniformemente siendo en las aletas más oscura. En algunos ejemplares las aletas pelvesianas y anal son rojizas.

BIOLOGÍA Y ECOLOGÍA

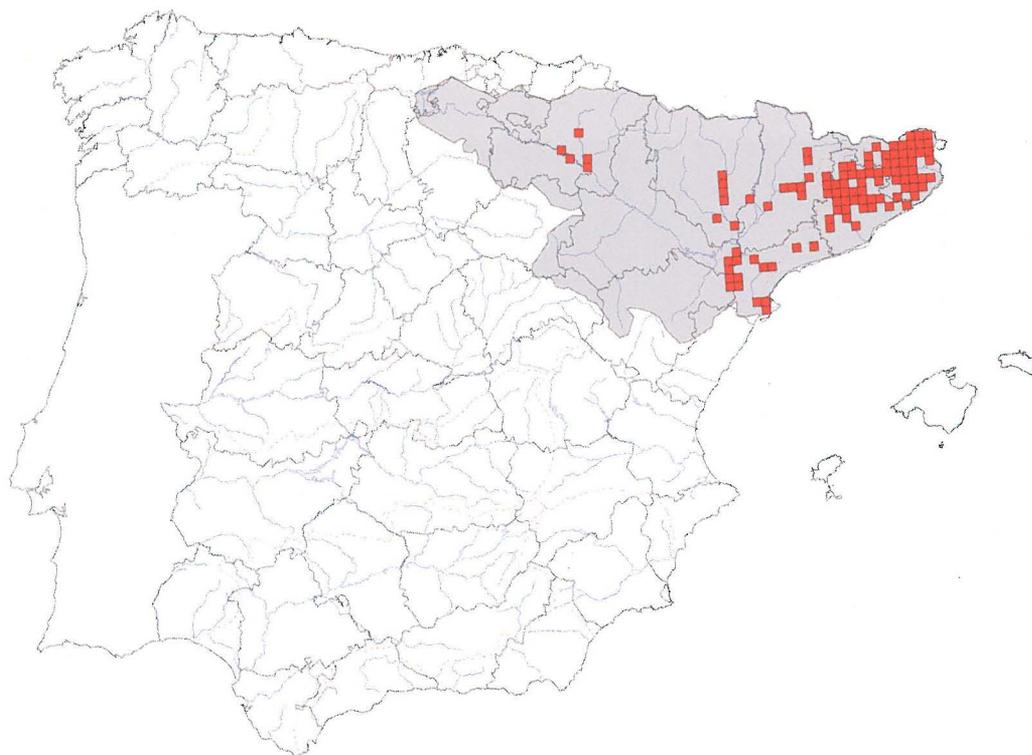
Las poblaciones españolas están emparentadas genéticamente a las del nordeste de Grecia y deben ser consideradas como un taxón independiente.

En España el bagre prefiere aguas claras y zonas de pozas y tablas. Vive en la columna de agua. Su alimentación es omnívora con preferencia por los artrópodos e incluso otros peces.

Los machos alcanzan la madurez sexual a los dos años y las hembras a los tres. En Cataluña la puesta tiene lugar entre abril y mayo.

TAXONOMÍA**Clase:** Actinopterygii**Orden:** Cypriniformes**Familia:** Cyprinidae

Sinonimias: *Cyprinus cephalus*, Linnaeus, 1758. *Leuciscus cephalus* Linnaeus, 1758. *Cyprinus chub* Bonnaterre, 1788. *Cyprinus lugdunensis* Walbaum, 1792. *Cyprinus orthonotus* Hermann, 1804. *Cyprinus kietaiabeli* Reisinger, 1830. *Leuciscus chub pictava* De la Pylaie, 1835. *Cyprinus rufus* Vallot, 1837. *Leuciscus albiensis* Valenciennes, 1844. *Leuciscus frigidus* Valenciennes, 1844. *Squalius meunier* Heckel, 1852. *Cyprinus salmoneus* Gronow, 1854. *Leuciscus latifrons* Nilsson, 1855. *Leuciscus cii* Richardson, 1856. *Squalius turcicus* Filippi, 1865. *Squalius clatbratus* Blanchard, 1866. *Squalius meridionalis* Blanchard, 1866. *Squalius turcicus platycephala* Kamenskii, 1897. *Squalius cephalus athurensis* Roule & Cardaillac de Saint-Paul, 1903. *Leuciscus cephalus ujatzensis* Lukasch, 1925.



DISTRIBUCIÓN

España: el bagre se extiende por la mayor parte de Europa. En España vive en Cataluña, en los cauces de los ríos Port Bou, Daró, Francolí, Gaia, Muga, Ter, Tordera, Besós, Fluviá, Llobregat, Ebro y en el Lago de Bañolas. Presenta dos halotipos mitocondriales para el gen citocromo b. uno en las pobla-

ciones al norte de la cuenca del río Tordera, ésta incluida y otro al sur de la cuenca del río Besós, ésta incluida.

UE: está presente en la mayor parte de Europa y ha sido constatada su presencia en: Austria, Bélgica, Dinamarca, Finlandia, Francia, Alemania, Grecia, Italia, Holanda, Suecia y Gran Bretaña.

Mundo: se distribuye por la mayor parte de Europa desde España hasta Rusia, Azerbayan, Georgia, Armenia y Turquía.

ESTADO DE CONSERVACIÓN

Categoría mundial UICN. No catalogada

Categoría para España. VU A2ce (Vulnerable)

Justificación de los criterios. La introducción de especies exóticas en su área de ocupación como son el pez sol (*Lepomis gibbosus*), el pez gato (*Ameiurus melas*), perca americana (*Microp-terus salmoides*), el siluro (*Silurus glanis*) y el lucio (*Esox lucius*) es una de las principales causas del declive de esta especie. Su área de distribución se ha visto drásticamente reducido en los últimos 20 años, y mas de un 60% en el último siglo. Este declive se estima que será en los próximos años de al menos el 20% en el área de ocupación de la especie y en la calidad de su hábitat. Este último se deteriora por las infraestructuras hidráulicas proyectadas en su área de presencia, el aumento de vertidos urbanos, agrícolas e industriales y la extracción de agua con fines agrícolas. El área de ocupación es menor de 500 km² y las poblaciones comienzan a estar fragmentadas pero no se pueden definir como severamente fragmentadas. No existen migraciones desde otras poblaciones.

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

Legislación autonómica. Catalogada de "Interés Especial" en el registro de la fauna silvestre de vertebrados de Navarra, Orden Foral 0209/1995, de 13 de febrero.

Libros rojos. Citada como "Vulnerable" en el Libro Rojo de los Vertebrados de España (1992).

FACTORES DE AMENAZA

Sobre la especie: la introducción de especies exóticas, la mayoría piscívoras, en los ríos españoles.

Sobre el hábitat: las principales amenazas son la realización de diversas infraestructuras hidráulicas, como canalizaciones, construcción de presas, etc. la contaminación por vertidos industriales, urbanos y agrícolas; la extracción de agua para fines agrícolas y la extracción de áridos que destruye los frezaderos.

BIBLIOGRAFÍA

- Altindag A. 1996. Some population features, growth and condition of the chub (*Leuciscus cephalus*, L. 1758) in Aksehir Lake (Konya). *Turkish Journal of Zoology* 20(Supplement): 53-65
- Brighty G. C., Easton K. W. & N. A. A. MacFarlane. 1987. The annual reproductive cycle of the dace *Leuciscus leuciscus* (L.) and the chub *Leuciscus cephalus* (L.). *Institute of Fisheries Management Annual Study Course Proceedings* 18: 236-240
- Doadrio I., Lobón-Cerviá J. & A. de Sostoa. 1985. The chub (*Leuciscus cephalus cephalus* L., 1758) in the Iberian Peninsula. *Cybtium* 9(4): 410-411
- Hickley P. & R. G. Bailey. 1982. Observations on the growth and production of chub *Leuciscus cephalus* and dace *Leuciscus leuciscus* in a small lowland river in southeast England. *Freshwater Biology* 12(2): 167-178
- Imsiridou A., Apostolidis A. P., Durand J. D., Briolay J., Bouvet Y. & C. Triantaphyllidis. 1998. Genetic differentiation and phylogenetic relationships among Greek chub *Leuciscus cephalus* L. (Pisces, Cyprinidae) populations as revealed by RFLP analysis of mitochondrial DNA. *Biochemical Systematics and Ecology* 26(4): 415-429
- Libosvsky J. 1981. Reproduction and production of chub (*Leuciscus cephalus* L.). *Vertebratologicke Zpravy*: 27-28
- Unver B. 1998. An investigation on the reproduction properties of chub (*Leuciscus cephalus* L., 1758) in Lake Todurge (Zara/Sivas). *Turkish Journal of Zoology* 22(2): 141-147
- Wilkonska H. & J. Zelepien. 1998. Feeding of chub (*Leuciscus cephalus* L.) fry in Koninskie lakes. *Archiwum Rybactwa Polskiego* 6(1): 107-113

ESPECIE
AUTÓCTONA

Squalius palaciosi (Doadrio, 1980). Bogardilla



MNCN

DESCRIPCIÓN

Especie de tamaño medio cuya longitud total no excede de los 25 cm. La cabeza es pequeña y presenta una boca subterminal. El pedúnculo caudal es largo y estrecho. El origen de la dorsal está algo retrasado con respecto a la aleta ventral. Las escamas son pequeñas y su número en la línea lateral oscila entre 53-55. El color es pardo y presenta una banda oscura que recorre el cuerpo longitudinalmente. El número de dientes faríngeos es cinco o seis y pueden estar dispuestos en una o dos filas.

BIOLOGÍA Y ECOLOGÍA

Su población era muy abundante, en la restringida área donde vive, a principios de los ochenta, siendo la especie más común junto a la boga (*Ch. willkommii*) y al barbo (*B. sclateri*). Sin embargo, en los últimos años las poblaciones piscícolas del río Jándula han disminuido drásticamente debido a vertidos procedentes de Puertollano y a la regulación del embalse del Encinarejo.

Vive en los tramos medios de ríos con abundante vegetación acuática y corriente de moderada a rápida. Se sitúa preferentemente en zonas de rápidos con sustrato de rocas y grava.

Muy poco conocida, la freza tiene lugar en el mes de abril.

TAXONOMÍA

Clase: Actinopterygii

Orden: Cypriniformes

Familia: Cyprinidae

Sinonimias: *Iberocypris palaciosi* Doadrio, 1980. *Leuciscus palaciosi* (Doadrio, 1980).

DISTRIBUCIÓN

España: es una especie endémica de la España que se distribuye por los ríos Guadalquivir, Jándula, Robledo y Rumblar.

FACTORES DE AMENAZA

Sobre la especie: la introducción de especies exóticas.

Sobre el hábitat. la creación de grandes presas en los ríos donde vive es un importante factor de amenaza. La refinería de Puertollano supone una amenaza potencial para el río Jándula. El proyectado trasvase de agua a Puertollano desde la cuenca del Tajo puede suponer un fuerte impacto para la especie, de llevarse a cabo, debido a posibles problemas de introgresión genética y competencia con otras especies.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

Control efectivo de las especies exóticas. Minimizar el impacto de las obras hidráulicas dejando zonas y caudales adecuados para la especie. Control permanente de la refinería de Puertollano. Debe figurar como «En Peligro de Extinción» en el Catalogo Nacional de Especies Amenazadas, Real Decreto 439/90.

ACCIONES REALIZADAS PARA SU CONSERVACIÓN

Ninguna.



OBSERVACIONES

Este taxón podría ser de origen híbrido ya que se han encontrado números cromosómicos $2n=50$, $2n=75$, $2n=100$ y su ADN mitocondrial es similar al de *Squalius pyrenaicus* y *Squalius alburnoides*.

BIBLIOGRAFÍA

- Álvarez I., Machordom A. & I. Doadrio. 1986. *Complejo diploide-poliploide en Iberocypris palaciosi (Pisces, Cyprinidae)*. II Reunión General de la S.C.I.H. Benicassim, 1-3 Noviembre (Abstract)
- Doadrio I. 1980. Descripción de un nuevo género y de una nueva especie *Iberocypris palaciosi* n. gen. n. sp. (Pisces, Cyprinidae). *Doñana Acta Vertebrata* 7(1): 5-17
- Elvira B. 1997. Threatened fishes of the world: *Iberocypris palaciosi* Doadrio, 1980 (Cyprinidae). *Environmental Biology of Fishes* 50(1): 104
- Zardoya R. & I. Doadrio. 1998. Phylogenetic relationships of Iberian cyprinids; systematic and biogeographical implications. *Proceedings of the Royal Society of London, Series B*: 1365-1372

ESTADO DE CONSERVACIÓN

Categoría mundial UICN. EN B1+2c (En Peligro)

Categoría para España. EN B1+2c (En Peligro)

Justificación de los criterios. La especie ocupa un área menor de 100 km² con tres poblaciones de las cuales dos están prácticamente extinguidas por la construcción de embalses y la contaminación por vertidos que sufre el río Guadalquivir.

Legislación nacional. Figura como de "especial interés" en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas, Real Decreto 439/90.

Legislación autonómico. Catalogada como "De Interés Especial" en el Catálogo regional de especies amenazadas de Castilla-La Mancha, Decreto 33/1998 del 5 de mayo.

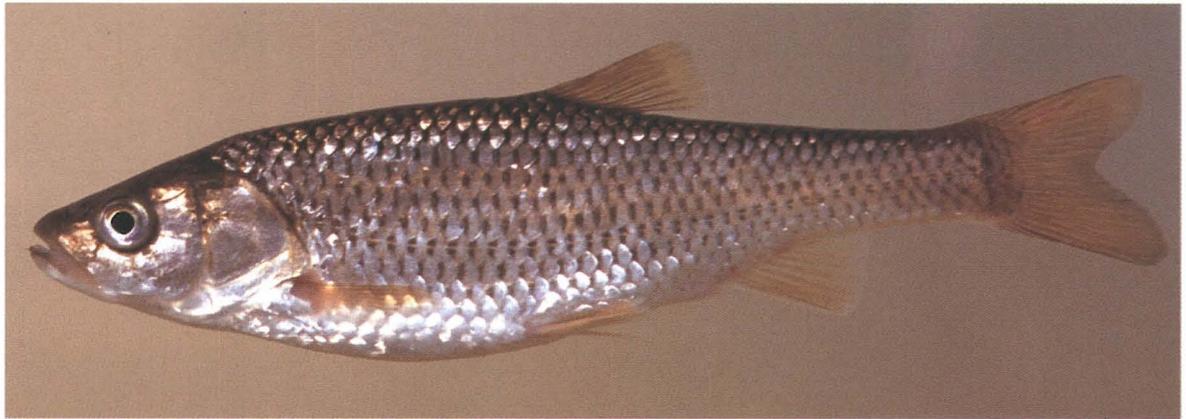
Directivas europeas. Anejo II de la Directiva de Hábitat del 21 de mayo de 1992.

Libros rojos Citada como "Insuficientemente Conocida" en el Libro Rojo de los Vertebrados de España (1992).

ESPECIE
AUTÓCTONA

Squalius pyrenaicus (Günther, 1868). Cacho

Vasco: Hegoaldeko katxoa. Portugués: Escalo do sul.



A. DE SOSTOA

DESCRIPCIÓN

El cacho es un ciprínido de tamaño medio que no alcanza los 30 cm de longitud total. La cabeza es grande con la boca situada en posición súpera. La anchura de la cabeza es menor que en el bagre y los huesos circunorbitarios anchos a diferencia del bordallo. Las aletas dorsal y anal tienen los perfiles convexos. La base de las escamas está pigmentada de negro. La línea lateral está muy marcada y el número de escamas que posee varía entre 38 y 46.

TAXONOMÍA

Clase: Actinopterygii

Orden: Cypriniformes

Familia: Cyprinidae

Sinonimias: *Leuciscus pyrenaicus* Günther, 1868. *Leuciscus cephalus pyrenaicus* Günther, 1868.

BIOLOGÍA Y ECOLOGÍA

Recientes estudios genéticos han demostrado una estructuración muy grande de sus poblaciones algunas de las cuales deben considerarse como diferentes especies aunque no han sido descritas formalmente. Estas poblaciones son:

- 1.- Cuencas del Tajo (excepto las subcuencas del Alagón y Erjas), Júcar y río Matarraña en el Ebro.
- 2.- Subcuencas del Alagón y Erjas en la cuenca del Tajo.
- 3.- Cuencas del Guadiana Guadalquivir, Odiel, Guadalfeo y Segura.
- 4.- Cuencas del sur de España (Barbate, Guadalcazín, Odiel, Benahavis, Vélez, Guadalhorce, Guadiaro y Jara).
- 5.- Cuencas del litoral mediterráneo (Turia, Júcar, Mijares, Bullent, Verde, Guadalest, Serpis y Albufera de Valencia).

Es una especie ubiquista que vive en medios sumamente variados. Su alimentación está basada en pequeños artrópodos.

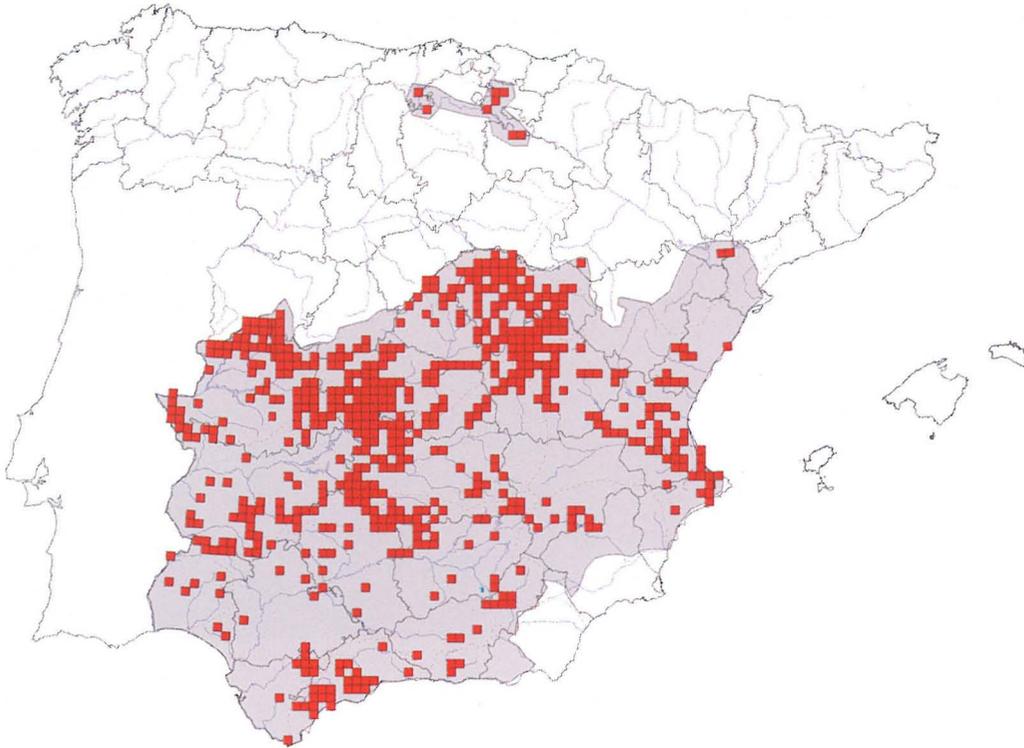
La reproducción ocurre entre los meses de mayo y julio, poniendo los huevos sobre fondo de grava y piedras.

DISTRIBUCIÓN

España: en España vive en las cuencas de los ríos Tajo, Guadiana, Guadalquivir, Guadalfeo, Barbate, Guadalmina, Segura, Vega, Velez, Guadalcazín, Odiel, Vélez, Guadalhorce, Benahavis, Guadiaro, Jara, Turia, Júcar, Mijares, Guadalest, Albufera de Valencia, Bullent, Verde y Serpis. También se encuentra en el río Matarraña en la cuenca del Ebro pero puede haber sido introducido artificialmente.

UE: también en Portugal.

Mundo: endémica de la Península Ibérica.



ESTADO DE CONSERVACIÓN

Categoría mundial UICN. No catalogada

Categoría para España. Poblaciones de las cuencas del Tajo (excepto las subcuencas del Alagón y Erjas), Júcar y río Matarraña en el Ebro. VU A2ce (Vulnerable)

Justificación de los criterios. La introducción de especies exóticas en su área de ocupación como son el pez sol (*Lepomis gibbosus*), el pez gato (*Ameiurus melas*), perca americana (*Micropterus salmoides*), lucio (*Esox lucius*), lucioperca (*Sander lucioperca*) y diversas especies de ciprínidos es una de las principales causas del declive de esta especie. Este declive se estima que será en los próximos años de al menos el 20% en el área de ocupación de la especie y en la calidad de su hábitat. Este último se deteriora por las infraestructuras hidráulicas proyectadas en su área de presencia, el aumento de vertidos urbanos, agrícolas e industriales y la extracción de agua con fines agrícolas.

Categoría UICN propuesta. Poblaciones de las subcuencas del Alagón y Erjas en la cuenca del Tajo. Vu A2ce (Vulnerable)

Justificación de los criterios. La introducción de especies exóticas en su área de ocupación como son el pez sol (*Lepomis gibbosus*), perca americana (*Micropterus salmoides*) y lucio (*Esox lucius*) es una de las principales causas del declive de esta especie. Este declive se estima que será en los próximos años de al menos el 20% en el área de ocupación de la especie y en la calidad de su hábitat. Este último se deteriora por las infraestructuras hidráulicas proyectadas en su área de presencia, el aumento de vertidos urbanos, agrícolas e industriales y la extracción de agua con fines agrícolas.

Categoría UICN España. Poblaciones de las cuencas del Guadiana, Guadalquivir, Odiel, Guadalfeo y Segura. Vu A2ce (Vulnerable)

Justificación de los criterios. La introducción de especies exóticas en su área de ocupación como el pez sol (*Lepomis gibbosus*), el perca americana (*Micropterus salmoides*) y el lucio (*Esox lucius*). Este declive se estima que será en los próximos años de al menos el 20% en el área de ocupación de la especie y en la calidad de su hábitat. Este último se deteriora por las infraestructuras hidráulicas proyectadas en su área de presencia, el aumento de vertidos urbanos, agrícolas e industriales y la extracción de agua con fines agrícolas.

Categoría para España. Poblaciones de las cuencas del sur de España (Barbate, Guadalcaén, Odiel, Benahavis, Vélez, Guadalhorce, Guadiaro y Jara). En B1+2c (En Peligro)

Justificación de los criterios. El área de ocupación actual es menor de 30 km² con las poblaciones severamente fragmentadas en diferentes cuencas y dentro de estas en tramos de ríos muy localizados. La construcción de grandes embalses en el área de ocupación así como la extracción de agua para cultivos subtropicales disminuyen constante y drásticamente el hábitat de la especie.

Categoría para España. Poblaciones de las cuencas del litoral mediterráneo (Turía, Júcar, Mijares, Bullent, Verde, Guadalest, Serpis y Albufera de Valencia). En B1+2c (En Peligro)

Justificación de los criterios. El área de ocupación actual es menor de 50 km² con las poblaciones severamente fragmentadas en diferentes cuencas y dentro de estas en tramos de ríos muy localizados. La construcción de grandes embalses en el área de ocupación así como la extracción de agua para regadíos disminuyen constante y drásticamente el hábitat de la especie.

Convenios internacionales. En el Anejo III del Convenio de Berna 82/72.

Libros rojos. Citada como "No Amenazada" en el Libro Rojo de los Vertebrados de España (1992).



F. GÓMEZ CARUANA

FACTORES DE AMENAZA

Sobre la especie: la introducción de especies exóticas, la mayoría de ellas piscívoras, en los ríos españoles.

Sobre el hábitat: las principales amenazas son la realización de diversas infraestructuras hidráulicas, como canalizaciones, construcción de presas, etc. la contaminación por vertidos industriales, urbanos y agrícolas; la extracción de agua para fines agrícolas y la extracción de áridos que destruye los frezaderos.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

Control de los vertidos y depuración de los mismos. Corregir adecuadamente los impactos derivados de las infraestructuras hidráulicas. No dar concesiones de riegos 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. Realizar un seguimiento sobre la evolución de las poblaciones de esta especie. Debe figurar como «Vulnerable» en el Catalogo Nacional de Especies Amenazadas, Real Decreto 439/90.

ACCIONES REALIZADAS PARA SU CONSERVACIÓN

Ninguna.

BIBLIOGRAFÍA

- Coelho M. M., Brito R. M., Pacheco T. R., Figueiredo D. & A. M. Pires. 1995. Genetic variation and divergence of *Leuciscus pyrenaicus* and *L. carolitertii* (Pisces, Cyprinidae). *Journal of Fish Biology* 47(Supplement A): 243-258
- Fernández Delgado C. & M. Herrera. 1995. Age structure, growth and reproduction of *Leuciscus pyrenaicus* in an intermittent stream in the Guadalquivir river basin, southern Spain. *Journal of Fish Biology* 46(3): 371-380
- Geraldes A. M. & M. J. Collares-Pereira. 1995. Preliminary insight into age and growth of the Iberian chub (*Leuciscus pyrenaicus*) in the Sorraia system. *Folia Zoologica* 44(2): 159-165
- Lobón-Cervía J. & A. de Sostoa. 1987. El crecimiento del cacho (*Leuciscus cephalus pyraenaicus* Gunther, 1862) en el río Jarama (Cuenca del Tajo). *Doñana, Acta Vertebrata* 14(1): 41-51
- Magalhaes M. F. 1993. Effects of season and body-size on the distribution and diet of the Iberian chub *Leuciscus pyrenaicus* in a lowland catchment. *Journal of Fish Biology* 42(6): 875-888
- Rodríguez J. R. 1989. Crecimiento corporal de *Leuciscus cephalus pyrenaicus* Günther 1868 (Pisces, Cyprinidae) en el río Guadalhorce (Malaga, S. España). *Arquivos do Museu Bocage Nova Serie* 1(20): 311-323

***Tinca tinca* (Linnaeus, 1758). Tenca**

Catalan: Tenca. Gallego: Tenca. Vasco: Tenka. Portugués: Tenca.

ESPECIE
AUTÓCTONA

X. FERRER Y A. DE SOSTOA

**DESCRIPCIÓN**

Especie de talla media que puede alcanzar los 85 cm de longitud total y un peso máximo de 7,5 kg. El cuerpo es alargado con un pedúnculo caudal corto y alto. Presenta un par de barbillas en las comisuras labiales. Las escamas son pequeñas siendo su número de 90 a 120 en la línea lateral. Las aletas dorsal y anal tienen sus bordes distales convexos y la primera de ellas presenta 8-9 radios ramificados, mientras que la anal tiene 7-8. La coloración es verdosa aunque puede variar dependiendo del medio donde viva. Existen diferentes formas y coloraciones ya que se utiliza como especie ornamental en acuariofilia.

BIOLOGÍA Y ECOLOGÍA

En ríos no es una especie frecuente y siempre sus poblaciones son escasas. Sin embargo, las poblaciones son abundantes, debido a que es objeto de repoblaciones por su interés económico, en charcas del oeste español, principalmente en Extremadura y en Castilla-León. Estas repoblaciones se realizan normalmente a través de piscifactorías privadas que se dedican a su cultivo.

Prefiere vivir en charcas, lagos y ríos de baja velocidad de la corriente, con abundante vegetación y fondos blandos. Sin embargo, en algunos ríos, especialmente en la provincia de León puede vivir con fondos de piedras y escasa vegetación acuática aunque en estos casos selecciona pozos o zonas con escasa velocidad de la corriente. Soporta bajos contenidos de oxígeno disuelto en el agua. Es omnívora pero se alimenta principalmente de invertebrados e insectos acuáticos que encuentra en el fondo de charcas y ríos. Es diploide con un número cromosómico $2n=48$.

Se reproduce en zonas de densa vegetación acuática fijándose los huevos a la vegetación sumergida. Presenta un único periodo de freza entre mayo y agosto.

DISTRIBUCIÓN

España: en España no se sabe con certidumbre si es una especie autóctona o ha sido introducida artificialmente. En este trabajo se considera autóctona ya que existen datos de su presencia en yacimientos arqueológicos de la edad de bronce. En España está ampliamente distribuida a lo largo de todas las cuencas fluviales.

UE: en todos los países excepto en Bélgica y Luxemburgo. En Portugal e Irlanda ha sido introducida artificialmente.

Mundo: es una especie Euroasiática que se distribuye desde España hasta los ríos Ob y Yenisei y también en el lago Baikal.

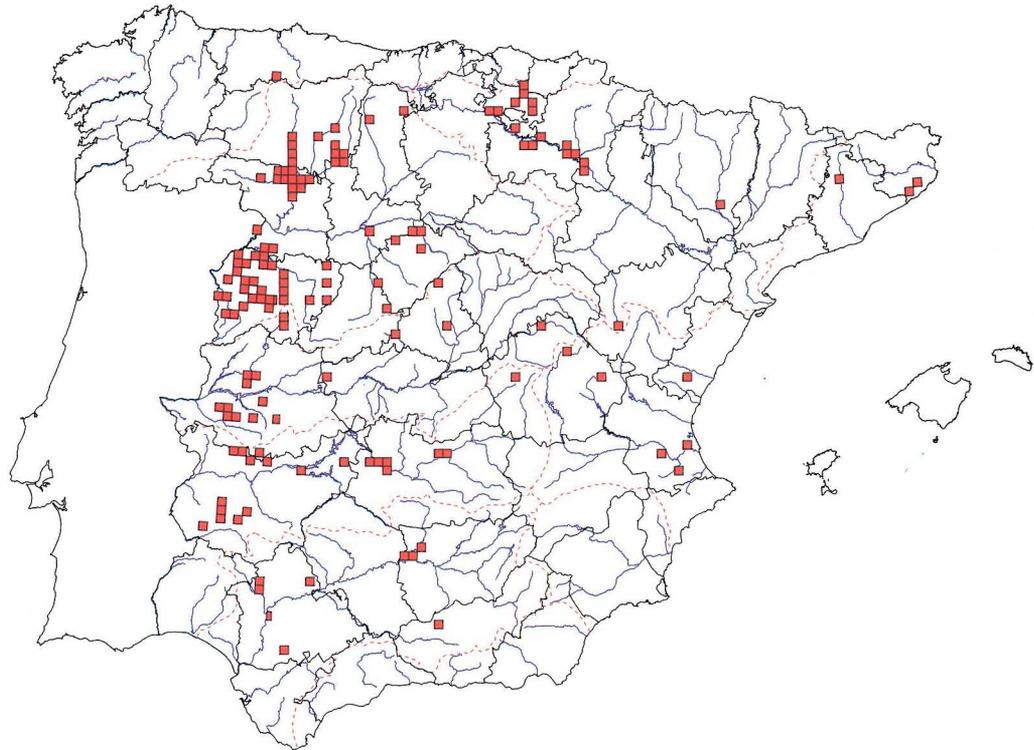
TAXONOMÍA

Clase: Actinopterygii

Orden: Cypriniformes

Familia: Cyprinidae

Sinonimias: *Cyprinus tinca* Linnaeus, 1758. *Cyprinus tinca auratus* Bloch, 1782. *Tinca aurea* Gmelin, 1788. *Cyprinus incauratus* Lacepède, 1803. *Cyprinus zeel* Lacepède, 1803. *Cyprinus tincaurea* Shaw, 1804. *Tinca vulgaris* Fleming, 1828. *Tinca chrysitis* Fitzinger, 1832. *Tinca italica* Bonaparte, 1836. *Tinca vulgaris maculata* Costa, 1838. *Tinca communis* Swainson, 1839. *Tinca limosa* Koch, 1840. *Tinca vulgaris* (non Valenciennes, 1842). *Tinca linnei* Malm, 1877. *Tinca vulgaris cetellae* Segre, 1904.



FACTORES DE AMENAZA

Sobre la especie: la especie es depredada por diversas especies exóticas introducidas como el lucio (*Esox lucius*) y el perca americana (*Micropterus salmoides*).

Sobre el hábitat: la presencia de cangrejo americano, es también un factor de amenaza ya que aumenta la turbidez de los ríos y hace desaparecer algunas de las fanerógamas acuáticas que son

utilizadas por esta especie como zonas de refugio y reproducción. La transformación de los ríos por obras hidráulicas y la contaminación de los mismos por vertidos son también factores que contribuyen al declive de las poblaciones naturales de la especie.

ESTADO DE CONSERVACIÓN

Categoría mundial UICN. No catalogada

Categoría UICN propuesta. NT. No amenazada

Legislación nacional. Declarada especie de pesca en el Real Decreto 1095/89, por el que se declaran las especies objeto de caza y pesca. Figura como especie comercializable en el Real Decreto 1118/89 por el que se determinan las especies objeto de caza y pesca comercializables.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

Realizar un control exhaustivo de las especies exóticas las cuales no deberían figurar como especies objeto de pesca. De esta forma se impediría

la introducción de nuevas especies y el fomento de las ya existentes. Las obras hidráulicas que fueran estrictamente necesarias tendrían que realizarse minimizando el impacto que generan en el hábitat de esta especie. Sería necesaria la depuración adecuada de los vertidos industriales y urbanos.

ACCIONES REALIZADAS PARA SU CONSERVACIÓN

El cultivo de la especie en piscifactorías y charcas aunque se realiza con un fin estrictamente comercial contribuye a la conservación de la especie.

BIBLIOGRAFÍA

- Beklioglu M. & B. Moss. 1998. The effects of tench (*Tinca tinca* L.) and sticklebacks (*Gasterosteus aculeatus* L.) on planktonic and benthic communities in mesocosms in a shallow lake. *Aquatic Ecology* 32(3): 229-240
- Billard R. & M. Flajshans. 1995. The current state of research and culture of tench, *Tinca tinca* Linnaeus (1758). Concluding remarks on the workshop. *Polskie Archiwum Hydrobiologii* 42(1-2): 219-225
- Flajshans M., Kohlmann K., Slechta V. & V. Slechtova. 1998. Genetic aspects of breeding and gene resources conservation of tench, *Tinca tinca* (L.). *Polskie Archiwum Hydrobiologii* 45(3): 289-301
- Fernández San Juan J. 1995a. Limiting factors in the development of natural tench (*Tinca tinca* (L.)) populations in Spanish reservoirs. A review *Polskie Archiwum Hydrobiologii* 42(1-2): 19-25
- Fernández San-Juan J. 1995b. Tench (*Tinca tinca* (L.)) propagation in Spain. Induced spawning and larval development. *Polskie Archiwum Hydrobiologii* 42(1-2): 63-67
- García Ceballos E., Martín J., Escudero J. C. & J. J. Pérez Regadera. 1998. Influence of light intensity on the spatial disposition of individuals of a tench *Tinca tinca* (L.) population. *Polskie Archiwum Hydrobiologii* 45(3): 385-392
- Kohlmann K. & P. Kersten. 1998. Enzyme variability in a wild population of tench (*Tinca tinca*). *Polskie Archiwum Hydrobiologii* 45(3): 303-310
- Martín J., García Ceballos E., Escudero J. C. & J. J. Pérez-Regadera. 1998. Interspecific relationship between tench, *Tinca tinca* (L.), and carp, *Cyprinus carpio* L., relative to preferred light intensity. *Polskie Archiwum Hydrobiologii* 45(3): 393-398
- Reader J. P.-[Ed.].1998 Proceedings of the 2nd International Workshop on Biology and Culture of the Tench (*Tinca tinca* (L. 1758) Badajoz, Spain, 2-6. *Polskie Archiwum Hydrobiologii* 45(3): 285-464

ESPECIE
AUTÓCTONA

***Cobitis calderoni* Bacescu, 1962. Lamprehuela**

Catalán: Llopet ibèric. Vasco: Mazkar arantzaduna. Portugués: Verdma-do-norte.



J. LÓPEZ

DESCRIPCIÓN

Es una pequeña especie bentónica que no supera los 8 cm de longitud total, el cuerpo es cilíndrico y alargado con un pedúnculo caudal delgado y estrecho, la boca es ínfera y presenta tres pares de barbillas. Tiene una espina suborbitaria bífida eréctil que utiliza para defenderse de sus depredadores. La inserción de la aleta dorsal se sitúa un poco posterior al inicio de las ventrales. Presenta siete radios ramificados en la aleta dorsal y de seis a siete en la anal. No aparece dimorfismo sexual externo. El cuerpo está cubierto con manchas negras que se disponen en 4 filas de las cuales la inferior es la que presenta unas manchas mayores, rectangulares y ventralmente alargadas.

BIOLOGÍA Y ECOLOGÍA

Existen tres poblaciones pertenecientes a las cuencas del Duero, Ebro y Tajo. Las del Tajo y Duero parecen estar más emparentadas filogenéticamente. Las de la cuenca del Ebro son escasas y poco abundantes. En la cuenca del Duero hay algunas determinadas poblaciones que presentan un gran número de individuos. A veces existe un desequilibrio de la proporción de sexos en favor de las hembras.

La lamprehuela habita las zonas altas y medias de los ríos donde hay gran cantidad de oxígeno disuelto. En la localidad tipo, río Arlanzón (cuenca del Duero), los valores de oxígeno conocidos estaban comprendidos entre 12,27 a 8,85 mg l⁻¹. La lamprehuela prefiere vivir en aguas claras con fondos de gravas y rocas. Se alimenta principalmente de invertebrados acuáticos en el fondo de los ríos.

La freza se realiza entre marzo y mayo. Para la reproducción selecciona fondos de grava con fuerte corriente, las hembras excavan nidos con la aleta caudal y ponen aproximadamente 200 huevos proporcionalmente grandes con respecto al individuo.

TAXONOMÍA

Clase: Actinopterygii
Orden: Cypriniformes
Familia: Cobitidae

DISTRIBUCIÓN

España: vive en las cuencas de los ríos Ebro, Duero y algunas localidades de la cuenca del Tajo (cabeceras de los ríos Jarama, Lozoya, Tajuña y Manzanares).

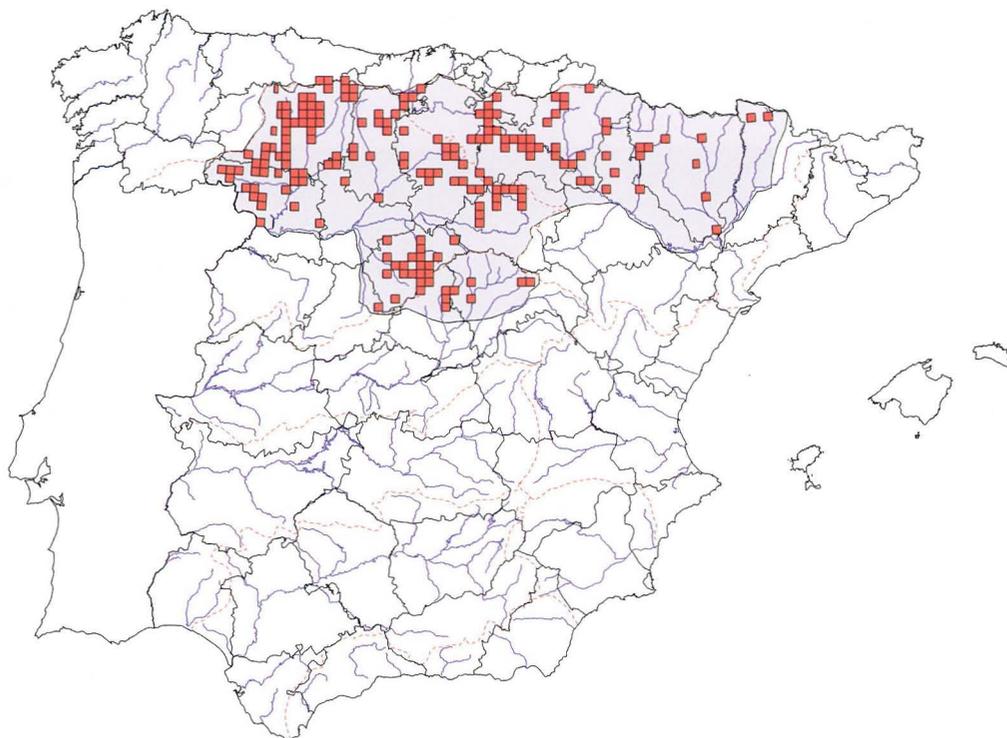
UE: también está presente en algunos ríos de la cuenca del Duero en Portugal, pero muy localizada.

Mundo: endémica de la Península Ibérica.

FACTORES DE AMENAZA

Sobre la especie: la principal amenaza es la introducción de especies exóticas como el lucio (*Esox lucius*) el cual ha causado un declive importante de la especie.

Sobre el hábitat: las principales amenazas son la extracción de grava en los ríos que destruye las zonas de freza de la especie, las obras hidráulicas y la contaminación por vertidos agrícolas, urbanos e industriales.



MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

Se debe realizar un efectivo plan de control de las especies exóticas, prohibiendo su pesca deportiva y realizando controles selectivos por parte de la administración. Es necesaria la protección de determinadas áreas donde vive la especie en las tres cuencas con el fin de conservar sus poblaciones. Debe figurar como «Vulnerable» en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas, Real Decreto 439/90.

ACCIONES REALIZADAS PARA SU CONSERVACIÓN

Ninguna.

BIBLIOGRAFÍA

- Bacescu M. 1962. Contribution à la systématique du genre *Cobitis*: description d'une espèce nouvelle, *Cobitis calderoni*, provenant de l'Espagne. *Rev. Rou. Biol.* 4: 435-438
- Doadrio I. 1981. Primeros datos sobre la distribución de *Cobitis calderoni* Bacescu, 1961 (Pisces, Cobitidae) en la Península Ibérica. *Doñana, Acta Vertebrata* 8 1981: 291-293
- Perdices A., Machordom A. & I. Doadrio. 1985. Allozyme variation of African and Iberian populations of the genus *Cobitis*. *Journal of Fish Biology* 47: 707-718
- Perdices A. & I. Doadrio. 1997. Threatened fishes of the world: *Cobitis calderoni* Bacescu, 1961 (Cobitidae). *Environmental Biology of Fishes* 50(2): 148
- Perdices A. & I. Doadrio (en prensa). Diversification patterns in *Cobitis calderoni* (Actinopterygii, Cobitidae) and relationships with some *Cobitis* lineages. *Folia Zoologica*

ESTADO DE CONSERVACIÓN

Categoría mundial UICN: VU A1ace+2ce (Vulnerable)

Categoría para España: VU A1ace+2ce (Vulnerable)

Justificación de los criterios. La especie ha desaparecido de la parte media baja de los ríos de las cuencas del Duero y Ebro especialmente en esta última donde su área de ocupación se ha reducido en los últimos años casi en un 50% según observaciones propias. En España se estima que la especie ha desaparecido en más del 20% del área ocupada en los últimos diez años y sus poblaciones comienzan a estar fragmentadas lo que parece indicar que pueda pasar a la categoría En Peligro en los próximos años. El declive es continuado y las principales causas han sido la introducción de especies exóticas y la degradación del hábitat debido al aumento de infraestructuras hidráulicas y de vertidos agrícolas, industriales y urbanos.

Legislación autonómica. Catalogada de «interés especial» en el registro de la fauna silvestre de vertebrados de Navarra, Orden Foral 0209/1995, de 13 de febrero. Catalogada como «Sensible a la alteración de su hábitat» en el Anejo del Catálogo de especies amenazadas de Aragón, Decreto 49/1995 de 28 de marzo. Catalogada como «En Peligro de Extinción» en el Catálogo regional de especies amenazadas de fauna y flora silvestres de la Comunidad de Madrid, 18/92 del 26 de marzo. Catalogada como «De Interés Especial» en el Catálogo regional de especies amenazadas de Castilla-La Mancha, Decreto 33/1998 del 5 de mayo.

Convenios internacionales. En el Anejo III del Convenio de Berna 82/72.

Libros rojos. Citada como «Vulnerable» en el Libro Rojo de los Vertebrados de España (1992) y como «Rara» en el Libro Rojo de los vertebrados de Portugal.

ESPECIE
AUTÓCTONA

***Cobitis paludica* (de Buen, 1929). Colmilleja**

Catalán: Llopet de riu. Vasco: Aintzira-mazkarra. Portugués: Verdema.

DESCRIPCIÓN



F. GÓMEZ CARUANA

La colmilleja es una especie de pequeño tamaño que no suele alcanzar los 15 cm de longitud total. Su cuerpo es alargado con cuatro filas de manchas oscuras y redondeadas. La cabeza presenta pequeñas manchas oscuras y debajo del ojo existe una pequeña espina que le sirve para defenderse de los depredadores. La boca presenta tres pares de barbillas. Carece de vejiga natatoria. Las escamas son ovales muy pequeñas y apenas perceptibles a simple vista. La línea lateral es incompleta. Existe un dimorfismo sexual muy acusado. Los machos son de menor tamaño y las manchas laterales tienden a formar líneas bien definidas. En la base del segundo radio de las aletas pectorales de los machos aparece una lamina circular de la que carecen las hembras y que se denomina escama de canestrini.

TAXONOMÍA

Clase: Actinopterygii

Orden: Cypriniformes

Familia: Cobitidae

Sinonimias: *Acanthopsis taenia paludica* de Buen, 1930. *Acanthopsis taenia paludicola* Berg, 1932. *Cobitis taenia haasi* Klausewitz, 1955. *Cobitis paludicola* Berg, 1932.

BIOLOGÍA Y ECOLOGÍA

Sufren una regresión muy fuerte habiendo desaparecido de varios ríos de las cuencas del Ebro y Guadalquivir principalmente. En algunas poblaciones existe una fuerte desproporción de sexos a favor de las hembras. Este fenómeno parece demostrar que estas poblaciones se encuentran en peligro.

La especie vive en las partes medias y bajas de los ríos, con poca corriente y fondos de arena y grava y vegetación acuática. Los adultos se alimentan principalmente de larvas de insectos, otros invertebrados, algas y detritos.

El periodo de freza comienza en mayo y se prolonga hasta el mes de julio. Las hembras pueden poner hasta 1.400 huevos, que suelen poner fraccionadamente. Los individuos adultos suelen tener un periodo reproductivo de dos a tres años.

DISTRIBUCIÓN

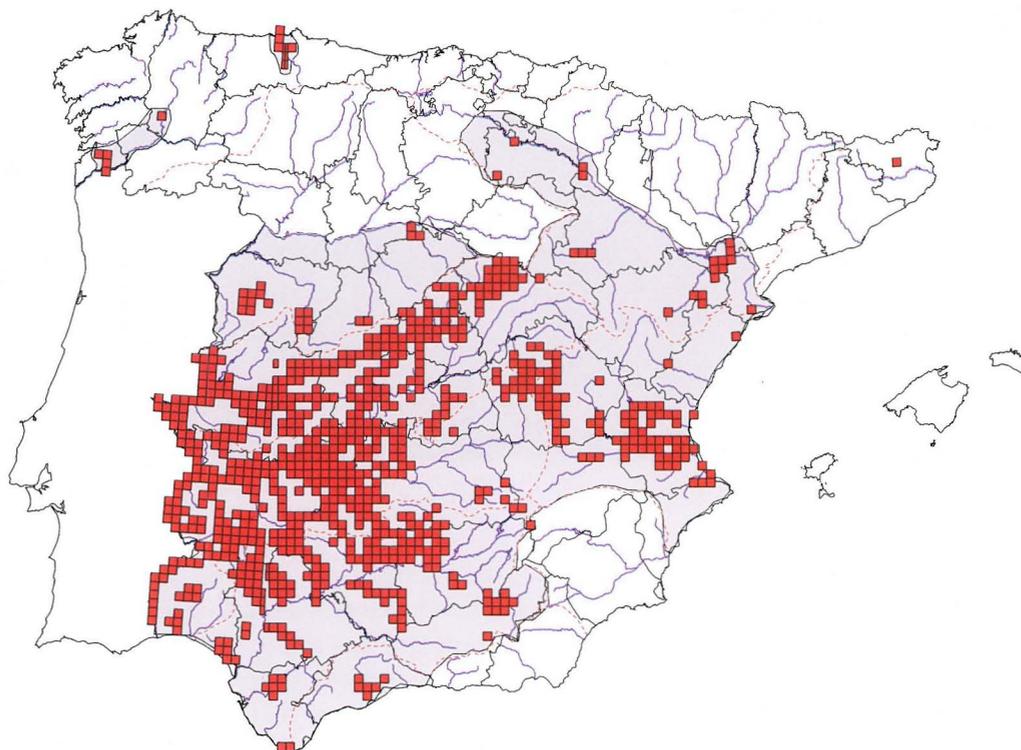
España: en las cuencas de los ríos Ebro, Tajo, Guadiana, Guadalquivir, Guadalete, Guadalhorce, Guadalmedina, Barbate, Jara, Piedras, Vega, Peñíscola, Odiel, Júcar, Turia, Mijares, Bullent, Racons, Albufera de Valencia, en algunos afluentes de la margen izquierda del Duero y probablemente introducido en el Miño y Nalón. La población del lago de Bañolas ha sido estudiada mientras este Atlas estaba siendo impreso y pertenece a *Cobitis bilineata*.

UE: también en Portugal.

Mundo: endémica de la Península Ibérica.

FACTORES DE AMENAZA

Sobre la especie: su uso como pez vivo para la pesca deportiva y la introducción de especies exóticas que depredan activamente sobre esta especie.



Sobre el hábitat: la construcción de infraestructuras hidráulicas, canalizaciones, presas etc. es la principal amenaza sobre la colmilleja. La extracción de áridos en los ríos destruye el hábitat más frecuente de la especie. La introducción del cangrejo americano crea ambientes de elevada turbidez que provocan la desaparición de muchas especies de fanerógamas acuáticas que constituyen su hábitat. La disminución de la calidad de las aguas por vertidos es un factor añadido de amenaza. La extracción de agua para uso agrícola, industrial y urbano.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

Control efectivo de las especies exóticas. Prohibición de la pesca con cebo vivo. Depuración de los vertidos, urbanos e industriales. Minimizar el impacto de las obras hidráulicas dejando zonas adecuadas para la especie. Debe figurar como «Vulnerable» en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas, Real Decreto 439/90.

ACCIONES REALIZADAS PARA SU CONSERVACIÓN

Ninguna.

BIBLIOGRAFÍA

- Doadrio I., Elvira B. & P. Garzon. 1988. Revision taxonomica y distribución de *Cobitis maroccana* Pellegrin, 1929 (Osteichthyes, Cobitidae). *Doñana, Acta Vertebrata* 15(1): 156-161
- Lobón-Cerviá J. & A. Zabala 1984. Observation on the reproduction of *Cobitis paludica* De Buen, 1930 in the Jarama River. *Cybiurn* 8(3): 63-68
- Perdices A. & I. Doadrio. 1997. Threatened fishes of the world: *Cobitis paludica* (De Buen, 1930) (Cobitidae). *Environmental Biology of Fishes* 49(3): 360
- Perdices A., Machordom A. & I. Doadrio. 1995. Allozyme variation of African and Iberian populations of the genus *Cobitis*. *Journal of Fish Biology* 47(4): 707-718
- Rodríguez-Jiménez A. J. 1987. Relaciones tróficas de una comunidad íctica, durante el estío en el río Aljucén (Extremadura, España). *Miscelanea Zoológica* 11:249-256
- Velasco J. C., Peris S., González-Sánchez N. & J. C. Pollo. 1991. Presencia de *Cobitis maroccana* Pellegrin, 1929 (Osteichthyes, Cobitidae) en la cuenca del Duero. *Miscelanea Zoológica* 15:237-239

ESTADO DE CONSERVACIÓN

Categoría mundial UICN. LR/nt (Bajo Riesgo-No Amenazada)

Categoría para España. VU A2ce (Vulnerable)

Justificación de los criterios. La introducción de especies exóticas en España como son el pez sol (*Lepomis gibbosus*), el pez gato (*Ameiurus melas*), Siluro (*Silurus glanis*), perca americana (*Micropterus salmoides*), lucio (*Esox lucius*), lucioperca (*Sander lucioperca*) y diversas especies de ciprínidos es una de las principales causas del declive de esta especie. Este declive se estima que será en los próximos años de al menos el 20% en el área de ocupación de la especie y en la calidad de su hábitat. Este último se deteriora por las infraestructuras hidráulicas proyectadas en su área de presencia, así como por la extracción de agua para fines agrícolas. Sus poblaciones comienzan a estar fragmentadas.

Legislación autonómica. Catalogada como «De Interés Especial» en el Catálogo regional de especies amenazadas de Castilla-La Mancha, Decreto 33/1998 del 5 de mayo.

Convenios internacionales. En el Anejo III del Convenio de Berna 82/72.

Libros rojos. Citada como «vulnerable» en el Libro Rojo de los Vertebrados de España (1992).

ESPECIE
AUTÓCTONA

Cobitis vettonica Doadrio & Perdices, 1997. Colmilleja del Alagón



J. C. VELASCO

DESCRIPCIÓN

La colmilleja del Alagón es una especie de pequeño tamaño que no suele alcanzar los 10 cm de longitud total. Existe un marcado dimorfismo sexual siendo los machos más pequeños que las hembras. Estos últimos presentan las aletas pectorales y ventrales más largas, en el segundo radio de las aletas pectorales existe una prolongación que asemeja una escama y que recibe el nombre de lamina circularis o escama de canestrini. Esta especie presenta cuatro filas de manchas oscuras en los laterales del cuerpo de forma redondeada en las hembras y juveniles y con tendencia a formar líneas continuas en los machos. Se diferencia de otras especies del género *Cobitis* por tener las seis barbillas bucales extremadamente cortas, a veces casi imperceptibles y unas aletas muy cortas.

TAXONOMÍA

Clase: Actinopterygii
Orden: Cypriniformes
Familia: Cobitidae

BIOLOGÍA Y ECOLOGÍA

Las poblaciones se han reducido durante los últimos años drásticamente.

Esta especie está presente en casi todas las zonas del río aunque en las bajas es menos frecuente pero probablemente debido a que estos tramos son los más degradados. Prefiere aguas claras con sustratos duros de rocas y grava.

Sólo se conoce que tiene lugar entre los meses de abril y junio.

DISTRIBUCIÓN

España: es exclusiva de los ríos y arroyos de la cuenca del Alagón.

UE: endémica de España.

Mundo: endémica de España.

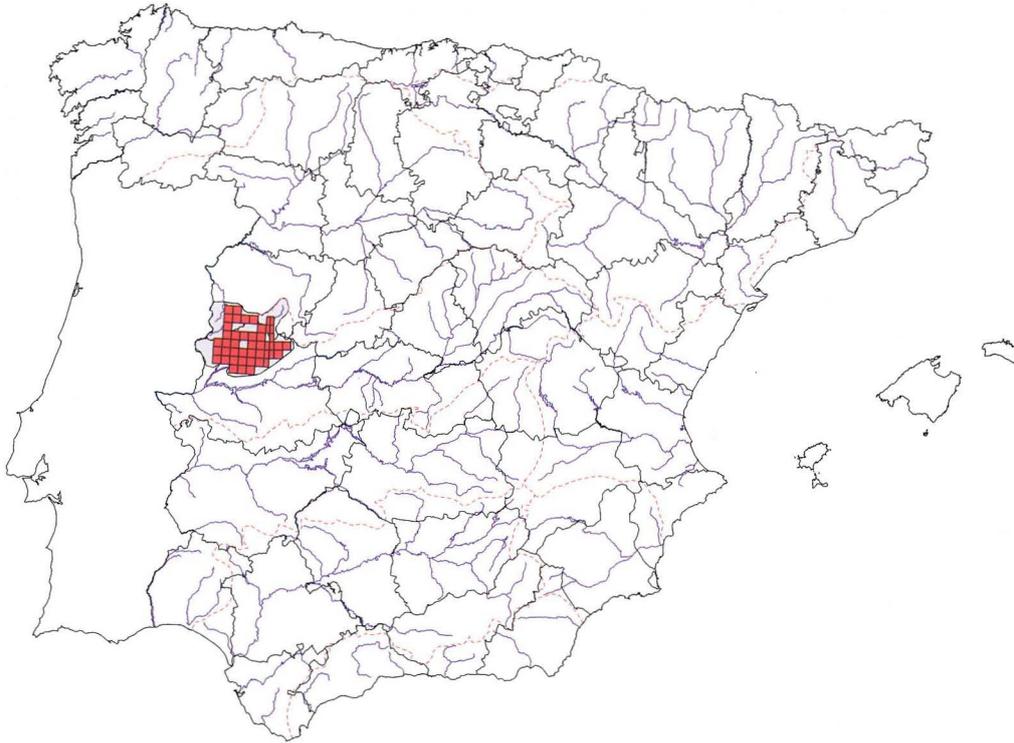
FACTORES DE AMENAZA

Sobre la especie: La pesca masiva e indiscriminada para su uso como cebo vivo. En las partes bajas sufre la depredación de las numerosas especies exóticas introducidas en el río Alagón y en los embalses de su cuenca.

Sobre el hábitat: El aumento de los vertidos urbanos, especialmente durante la época de estiaje y la proliferación de embalses en la cuenca del Alagón son las principales amenazas a las que hay que añadir la contaminación procedente de almazaras e industrias de aliño de aceitunas.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

Las principales medidas deben ser la depuración adecuada de los residuos urbanos, agrícolas e industriales. El control de las especies exóticas. La prohibición efectiva de la pesca de la colmilleja del Alagón y la creación de espacios protegidos que incluyan ríos donde vive esta especie. Debe figurar como «En Peligro de Extinción» en el Catalogo Nacional de Especies Amenazadas, Real Decreto 439/90.



ESTADO DE CONSERVACIÓN

Categoría mundial UICN. No catalogada

Categoría UICN propuesta para España EN B1+2bcd (En Peligro)

Justificación de los criterios. Ocupa un área estimada de 50 km² con las poblaciones fragmentadas debido en los últimos años a su desaparición de las zonas medias y bajas de los cauces fluviales y a su pequeña capacidad de dispersión. El declive es continuo tanto en el área de ocupación como en el número de localidades. El hábitat se degrada continuamente por la construcción de presas, introducción de especies exóticas y vertidos industriales y urbanos.

Legislación autonómica. Catalogada como "Sensible a la alteración de su hábitat" en el Anejo I del Catálogo regional de especies amenazadas de Extremadura, ley 8/1998 de 26 de junio.

ACCIONES REALIZADAS PARA SU CONSERVACIÓN

Ninguna.

BIBLIOGRAFÍA

Doadrio I. & A. Perdices. 1997. Taxonomic study of the Iberian *Cobitis* (Osteichthyes, Cobitidae), with description of a new species. *Zoological Journal of the Linnean Society*. 119:51-67

Perdices A., Machordom A. & I. Doadrio. 1995. Allozyme variation of African and Iberian populations of the genus *Cobitis* L. 1758 (Osteichthyes, Cobitidae). *Journal of Fish Biology*, 47: 707-718

ESPECIE
AUTÓCTONA

Barbatula barbatula (Linnaeus, 1758). Lobo de río

Catalán: Llop. Vasco: Mazkar arantzagabea.



F. GÓMEZ CARUANA

DESCRIPCIÓN

El lobo de río, es una especie de pequeño tamaño que no alcanza los 21 cm de longitud total y los 200 g de peso pudiendo vivir hasta los siete años. Los adultos suele tener tallas comprendidas entre los 10 y 15 cm de longitud total. Como en las especies de la familia Cobitidae el cuerpo es alargado y cilíndrico, salvo en la región caudal donde se presenta más comprimido. La cabeza es alargada y su boca ínfera posee tres pares de barbillas. Sin embargo, a diferencia de las dos especies de la familia Cobitidae, carece de espina suborbitaria y no presenta manchas definidas sino que se distribuyen irregularmente por el cuerpo. Las aletas son pequeñas. Presentan dimorfismo sexual, ya que los machos tienen las aletas pectorales más largas y con tubérculos nupciales durante la época de reproducción. Es una especie diploide con un número $2n=50$.

BIOLOGÍA Y ECOLOGÍA

Las poblaciones españolas fueron descritas como una subespecie diferente, autores posteriores no la han considerado como tal, pero tampoco se han basado en estudios genéticos o morfológicos profundos. Por ello consideramos que es necesaria una revisión taxonómica de las poblaciones españolas.

Prefieren aguas corrientes, someras y claras, así como fondos de piedra, grava o arena. Se alimentan, preferentemente de larvas y ninfas de quironómidos, de efemerópteros, ostrácodos y detritos.

Su reproducción tiene lugar entre abril y junio y pueden llegar a poner un número considerable de huevos (de 700 a 5.000 huevos de 1 mm de diámetro) que depositan en el fondo o entre la vegetación sumergida.

DISTRIBUCIÓN

España: en España, su distribución queda comprendida entre los ríos Bidasoa y Nervión en la vertiente cantábrica, y en la cuenca del río Ebro en la vertiente mediterránea. Ha sido in-

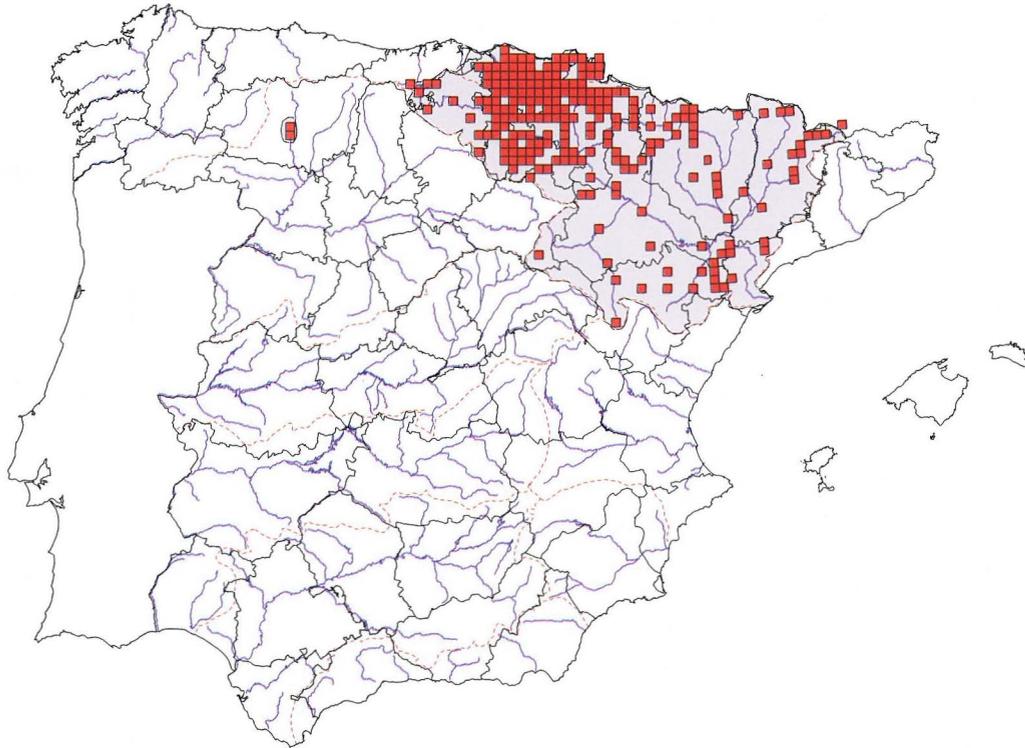
TAXONOMÍA

Clase: Actinopterygii

Orden: Cypriniformes

Familia: Balitoridae

Sinonimias: *Cobitis barbatula* Linnaeus, 1758. *Orthrias barbatulus* (Linnaeus, 1758). *Nemacheilus barbatulus* (Linnaeus, 1758). *Noemacheilus barbatulus* (Linnaeus, 1758). *Nemachilus barbatulus* Linnaeus, 1758. *Noemacheilus barbulator* Linnaeus, 1758. *Cobitis barbatula parisiensis* De la Pylaie, 1835. *Cobitis barbatula pictava* De la Pylaie, 1835. *Cobitis fursenbergii* Bonaparte, 1846. *Cobitis barbatula pironae* Nardo, 1866. *Cobitis variabilis* Günther, 1868. *Nemachilus barbatulus toni* (Dybowski, 1869). *Nemacheilus barbatulus toni* (Dybowski, 1869). *Cobitis toni* Dybowski, 1869. *Nemacheilus toni* (Dybowski, 1869). *Barbatula toni* (Dybowski, 1869). *Noemacheilus toni* (Dybowski, 1869). *Nemachilus sturanyi* Steindachner, 1892. *Barbatula oreas* (Jordan & Fowler, 1903). *Nemacheilus sibiricus* Gratzianov, 1907. *Nemachilus barbatulus vardarensis* Karaman, 1928. *Nemacheilus barbatulus erythrinna* Berg, 1933. *Nemacheilus barbatulus anglicana* Bacescu-Mester, 1967. *Nemacheilus barbatulus blackiana* Bacescu-Mester, 1967. *Noemacheilus barbatulus hispanica* Bacescu-Mester, 1967. *Noemacheilus barbatulus quignardi* Bacescu-Mester, 1967.



troducida artificialmente en el río Orbigo (cuenca del Duero).

UE: está presente en todos los países de la unión europea excepto Portugal. En Irlanda ha sido introducida artificialmente.

Mundo: se distribuye por Europa y Asia, desde el Norte de España hasta China.

FACTORES DE AMENAZA

Sobre la especie: la introducción de especies exóticas depredadoras ha contribuido enormemente en el declive de la especie.

Sobre el hábitat: es una especie muy exigente en cuanto a la calidad del agua por lo que se ha visto muy afectada por la creciente contaminación de los ríos por vertidos urbanos, agrícolas e industriales.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

La protección del hábitat, mediante la creación de áreas protegidas en las cabeceras de los ríos y el control de las especies exóticas son las principales medidas que favorecerían la conservación de esta especie. Debe figurar como «Vulnerable» en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas, Real Decreto 439/90.

BIBLIOGRAFÍA

- Doadrio I. 1986. Nuevas localidades de *Noemacheilus barbatulus* (L., 1758) (Ostariophysi, Homalopteridae) en España. *Miscelanea Zoológica* 10: 391-392
- Copp G. H., Warrington S. & Q. de Bruine. 1994. Comparison of diet in bullhead, *Cottus gobio* and stone loach, *Barbatula barbatula* in a small English lowland river. *Folia Zoologica* 43(2): 171-176
- Skryabin A. G. 1993. The biology of the stone loach *Barbatula barbatulus* in the rivers Goloustnaya and Olkha, East Siberia. *Journal of Fish Biology* 42(3): 361-374

ESTADO DE CONSERVACIÓN

Categoría mundial UICN. No catalogada

Categoría para España. VU A2ce (Vulnerable)

Justificación de los criterios. La introducción de especies exóticas en España como son el pez sol (*Lepomis gibbosus*), el pez gato (*Ameiurus melas*), siluro (*Silurus glanis*), perca americana (*Micropterus salmoides*), lucio (*Esox lucius*), lucioperca (*Sander lucioperca*) y diversas especies de ciprínidos es una de las principales causas del declive de esta especie. Este declive se estima que será en los próximos años de al menos el 20% en el área de ocupación de la especie y en la calidad de su hábitat. Este último se deteriora por las infraestructuras hidráulicas proyectadas en su área de presencia. Su área de ocupación es menor de 200 km² pero las poblaciones no se encuentran severamente fragmentadas.

Legislación autonómica. Catalogada de "interés especial" en el registro de la fauna silvestre de vertebrados de Navarra, Orden Foral 0209/1995, de 13 de febrero. Catalogada como de "interés especial" en el Anejo del Catálogo de especies amenazadas de Aragón, Decreto 49/1995 de 28 de marzo.

ESPECIE
EXÓTICA***Ameiurus melas* (Rafinesque, 1820). Pez gato negro**

J. C. PALAU DÍAZ

DESCRIPCIÓN

Es un siluriforme de pequeño tamaño, aunque puede superar los 40 cm de longitud, si bien los ejemplares estudiados hasta ahora en aguas españolas no llegan a estos tamaños. En Norteamérica algunos ejemplares superan los 60 cm de longitud y los 3,5 kg de peso. Se conocen ejemplares que han vivido 10 años. Cuerpo sin escamas, recubierto por una abundante mucosidad, y color negruzco, excepto en la zona ventral que es amarillenta. Destacan el tamaño de la cabeza y la boca, alrededor de la cual se insertan cuatro pares de largas barbillas. Tiene dos aletas dorsales, la segunda de las cuales es adiposa, de aspecto similar a la de los Salmónidos. El número de cromosomas es $2n=60$.

TAXONOMÍA**Clase:** Actinopterygii**Orden:** Siluriformes**Familia:** Ictaluridae**Sinonimias:** *Ameirus melas* (Rafinesque, 1820). *Silurus melas* Rafinesque, 1820. *Ictalurus melas* (Rafinesque, 1820). *Ameiurus melas* (Rafinesque, 1820). *Ictalurus melas melas* (Rafinesque, 1820). *Ameiurus melas melas* (Rafinesque, 1820). *Ameiurus vulgaris* (Thompson, 1842).**BIOLOGÍA Y ECOLOGÍA**

Esta especie se ha extendido de forma notable por los ríos españoles, especialmente en la cuenca del Tajo.

Prefieren aguas de corriente lenta y fondo blando, soportando bastante bien la contaminación, la escasez de oxígeno e incluso temperaturas superiores a los 30°C. Sus hábitos son nocturnos y su alimentación omnívora, incluyendo plantas, invertebrados y peces.

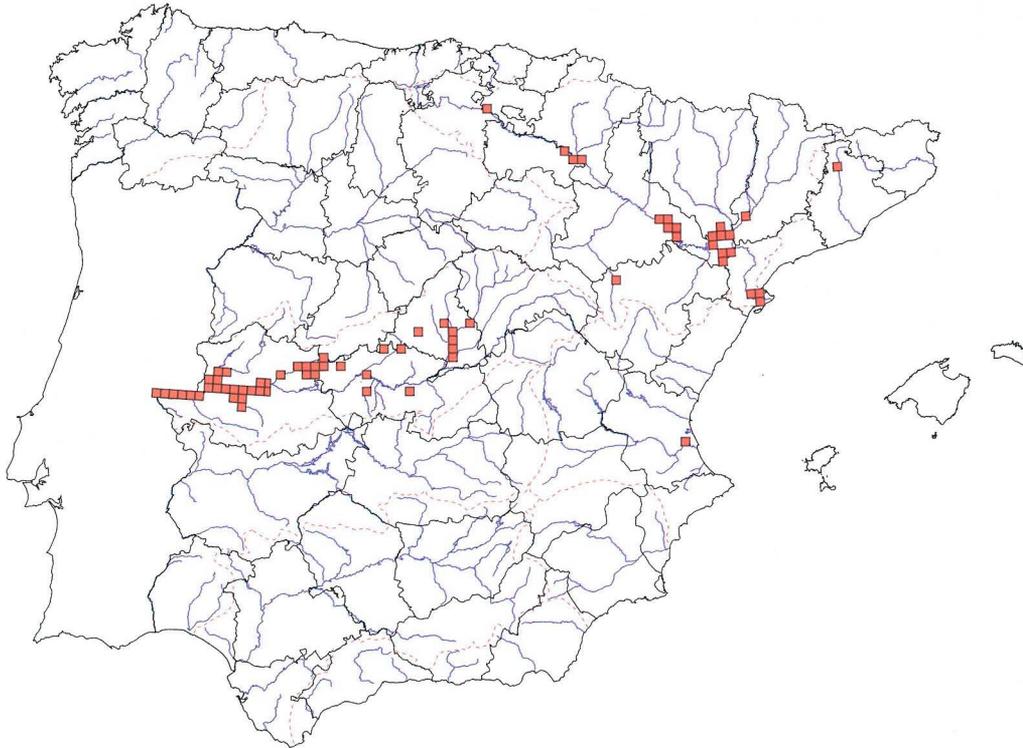
Se reproducen hacia finales de la primavera y principios de verano, en una depresión donde ponen entre 2.000 y 5.000 huevos que defiende el macho hasta que se dispersan los alevines.

DISTRIBUCIÓN

Es nativo del Centro-Este de Norteamérica, desde los grandes lagos hasta el norte de México. Ha sido introducido en diversos países. Su introducción en España data de principios de siglo.

La falta de un pez de características homólogas en Europa ha hecho que colonice las zonas estancadas de algunos ríos. Su introducción en España data de principios de siglo. Los primeros ejemplares fueron soltados en el Lago de Bañolas. La especie fué citada inicialmente en los ríos Ebro, Tordera, Besós, Cinca, Ter y Oñar (en el Noreste español). Posteriormente se ha extendido por la cuenca del Tajo, Júcar, Llobregat y Ebro.

ESTADO DE CONSERVACIÓN**Categoría mundial UICN.** No catalogada**Legislación nacional.** Ha sido declarada especie objeto de pesca en el I del Real Decreto 1095/1989 (BOE 12-9-89).



CONSERVACIÓN

Una especie piscívora que por su tamaño más pequeño que el Siluro vive no sólo en los grandes ríos peninsulares sino que también penetra en ríos de tamaño medio, devorando un gran número de peces autóctonos. Considerada como especie «Rara» (R) en la Lista Roja de los Vertebrados de España (Icona, 1986).

BIBLIOGRAFÍA

- Elvira B. 1984. First records of the North American catfish *Ictalurus melas* (Rafinesque, 1820) (Pisces, Ictaluridae) in Spanish waters. *Cybium* 8(1): 96-98
- Guillen y Vilaseca X. 1995. Biology and behaviour of *Ictalurus melas*. *Quercus* 111
- Wheeler A 1978. *Ictalurus melas* (Rafinesque, 1820) and *I. nebulosus* (Lesueur, 1819): the North American catfishes in Europe. *Journal of Fish Biology* 12(5): 435-439
- Yates T. L., Lewis M. A. & M. D. Hatch. 1984. Biochemical systematics of three species of catfish (genus *Ictalurus*) in New Mexico. *Copeia* (1): 97-101
- Zaldivar C. 1994. Atlas of distribution of the freshwater fishes of La Rioja (Ebro river basin). *Zubia monografico* 6, 1994: 71-102

ESPECIE
EXÓTICA***Ictalurus punctatus* (Rafinesque, 1818).** Pez Gato punteado

A. DE SOSTOA Y X. FERRER

DESCRIPCIÓN

Pez de gran talla que puede alcanzar 1,32 m de longitud total y 26 kg de peso. Se conocen ejemplares de hasta 16 años de edad. Presenta 4 pares de barbillas alrededor de la boca y dos aletas dorsales, una de ellas adiposas. No tiene escamas y tanto la dorsal como las aletas pectorales y ventrales presentan espinas duras y rígidas que utiliza para defenderse. La aleta anal es larga y tiene de 24-29 radios blandos. El cuerpo suele ser plateado con manchas negras conspicuas sobre el dorso.

TAXONOMÍA**Clase:** Actinopterygii**Orden:** Siluriformes**Familia:** Ictaluridae**Sinonimias:** *Silurus punctatus* Rafinesque, 1818. *Ictalurus punctatus* (Rafinesque, 1818).**BIOLOGÍA Y ECOLOGÍA**

Una población en la cuenca del Ebro de la que se desconoce su evolución.

Vive en pozos profundos de ríos y arroyos con aguas claras, alimentándose por la noche de pequeños peces, crustáceos, caracoles y moluscos.

DISTRIBUCIÓN

Vive en las cuencas centrales de Estados Unidos desde el sur de Canadá hasta el norte de México. En España ha sido introducido en la cuenca del Ebro en la década de los 90 de forma ilegal.

ESTADO DE CONSERVACIÓN**CATEGORÍA MUNDIAL UICN.** No catalogada**CONSERVACIÓN**

Al igual que otra especie de peces gato es un activo depredador que consume una gran cantidad de peces, que potencialmente puede constituir un serio problema para nuestra ictiofauna autóctona.



BIBLIOGRAFÍA

- Adamek Z. 1996. Channel catfish - *Ictalurus punctatus* Rafinesque. (A review). *Bulletin vurb Vodnany* 32(3): 120-138
- Epperly S. P. Creekmore R. C. & D. C. Tarter. 1978. Age and growth of the channel catfish, *Ictalurus punctatus*, from the Ohio River. *Proceedings of the West Virginia Academy of Science* 50(1): 24
- Holland R. S. & E. J. Peters. 1992. Age and growth of channel catfish (*Ictalurus punctatus*) in the lower Platte River, Nebraska. *Transactions of the Nebraska Academy of Sciences* 19: 33-42
- Siegwarth G. L. & Johnson J. E. 1994. Pre-spawning migration of channel catfish into three warmwater tributaries - effects of a cold trailwater [sic]. *Arkansas Academy of Science Proceedings* 48 : 168-173
- Tyus H. M. & N. J. Nikirk. 1990. Abundance, growth and diet of channel catfish, *Ictalurus punctatus*, in the Green and Yampa Rivers, Colorado and Utah. *Southwestern Naturalist* 35(2): 188-198

ESPECIE
EXÓTICA***Silurus glanis* Linnaeus, 1758. Siluro**

I. DOADRIO

DESCRIPCIÓN

Pez de gran talla que suele alcanzar los 2,5 m de longitud total y más de 100 kg de peso. Las tallas máximas conocidas superan los 5 metros de longitud y 300 kg de peso. La edad máxima reportada es de 30 años. El cuerpo es alargado con una cabeza grande que lleva seis barbillas bucales. La aleta dorsal es muy pequeña con 4-5 radios ramificados mientras que la anal es muy larga con 90-95 radios ramificados. El cuerpo está desprovisto de escamas. El número de cromosomas es $2n=60$.

TAXONOMÍA**Clase:** Actinopterygii**Orden:** Siluriformes**Familia:** Siluridae**Sinonimias:** *Silurus glanis* Linnaeus, 1758. *Siluris glanis* Linnaeus, 1758. *Silurus silurus* Wulff, 1765. *Silurus glanis aralensis* Kessler, 1872.**BIOLOGÍA Y ECOLOGÍA**

En incremento, se ve favorecida por su interés deportivo y porque los ejemplares capturados se suelen retornar al agua.

Vive en aguas tranquilas y profundas. Soporta aguas ligeramente salobres penetrando en el mar Negro y mar Báltico. Es frecuente en grandes embalses. Los ejemplares adultos se alimentan por la noche de pequeños vertebrados acuáticos (peces, anfibios, roedores, etc.).

La puesta tiene lugar entre mayo y julio.

DISTRIBUCIÓN

Es una especie originaria del Este de Europa, Asia Central y Asia menor. En España ha sido introducido en la cuenca del Ebro en 1974, embalse Mequinenza-Ribarroja aparentemente desde el Danubio, siendo actualmente frecuente en los grandes embalses y en el tramo final del río Ebro, así como en el embalse de Cedillo en la cuenca del Tajo. En expansión por su introducción como especie objeto de pesca.

ESTADO DE CONSERVACIÓN**Categoría mundial UICN.** No catalogada**Legislación nacional.** En el I del Real Decreto 1095/1989 (BOE 1-9-89) es considerada especie objeto de pesca.**Convenios internacionales.** Especie incluida en el Convenio de Berna (BOE 7-6-88) como fauna protegida, con la reserva efectuada por España en el sentido de que no gozará de los regímenes de protección de los previstos en el Convenio.**CONSERVACIÓN**

Por sus hábitos depredadores y gran tamaño constituye un serio peligro para las poblaciones de peces autóctonos y otros vertebrados, existiendo datos comprobados de ataque a personas. La introducción de esta especie por pescadores extranjeros ha sido una grave irresponsabilidad que inexplicablemente no fue atajada a tiempo declarando a la especie como no pescable en España. Especie considerada como «No Amenazada» (NA) en la Lista Roja de los Vertebrados de España (Icona, 1986). En Europa el siluro está considerado como especie «Rara» y «Vulnerable» (R-V) (Lelek, 1987).



BIBLIOGRAFÍA

- Barowicz T. 1983. The European catfish *Silurus glanis*. *Wszechswiat* 84(3): 67-68
- Brzuzan P., Ciesielski S., Kozłowski J. & L. Chybowski. 1998. Little genetic variation in mitochondrial DNA of hatchery reared European catfish (*Silurus glanis* L.). *Polskie Archiwum Hydrobiologii* 45(4): 539-544
- Linhart O., Vandeputte M. & V. Horak. 1997. Interaction of sex on growth of two years old European catfish, *Silurus glanis*. *Bulletin vurb Vodnany* 33(3): 189-196
- Nathanson J. E. 1995. The spawning areas and the habits of the sheatfish (*Silurus glanis*) in Sweden. *Information fran Soetvattenslaboratoriet Drottningholm* 3: 1-41
- Orlova E. L. 1987. Growth and maturation peculiarities of the catfish *Silurus glanis* from the Volga Delta under conditions of regulated river flow. *Voprosy Ikhtiologii* 27(6): 945-955
- Shikhshabekov M. M. 1978. Sexual cycles of catfish *Silurus glanis* L., pike *Esox lucius* L. perch *Perca fluviatilis* L. and pikeperch *Lucioperca lucioperca* (L.). *Voprosy Ikhtiologii* 18(3): 507-518
- Triantafyllidis A., Ozouf Costaz C., Rab P., Suciú R. & Y. Karakousis. 1999. Allozyme variation in European silurid catfishes, *Silurus glanis* and *Silurus aristotelis*. *Biochemical Systematics and Ecology* 27(5): 487-498
- Wang J. 1993. The biology of danubian wels (*Silurus glanis*) and its cultural observation. *Freshwater Fisheries* 23(3) 173: 25-29

ESPECIE
EXÓTICA***Aphanius fasciatus* (Valenciennes, 1821). Fartet oriental**

MNCN

DESCRIPCIÓN

Es un pez de pequeño tamaño que rara vez alcanza los 6 cm de longitud total. La boca es súpera y la mandíbula presenta de 12-16 dientes tricúspides dispuestos en una fila. La aleta dorsal está muy retrasada, casi a la misma altura que la aleta anal y tiene de 10-13 radios, el cuerpo está recubierto por grandes escamas cuyo número es de 25-29 en una serie longitudinal. Existe un dimorfismo sexual muy acusado. Las hembras son más grandes que los machos. Su coloración es más clara con 10-14 líneas transversales distribuidas por los flancos, en el pedúnculo caudal aparecen pequeños puntos negros. Los machos presentan barras transversales anchas doradas o azuladas alternándose con bandas más estrechas plateadas. La aleta dorsal presenta en su margen superior una línea negra y la aleta caudal igualmente es recorrida transversalmente por una línea negra.

BIOLOGÍA Y ECOLOGÍA

Una población muy reducida en el delta del Ebro.

Es una especie de vida corta que raramente supera los dos años de edad. Es euriterma y eurihalina aunque prefiere las marismas se encuentra en salinas y a veces en agua dulce. Se alimenta de invertebrados y plantas.

La reproducción tiene lugar entre abril y septiembre.

DISTRIBUCIÓN

Vive en el sur de Europa, norte de África y próximo oriente. Ha sido introducida recientemente en el delta del Ebro y su población es muy pequeña.

TAXONOMÍA

Clase: Actinopterygii

Orden: Cyprinodontiformes

Familia: Cyprinodontidae

Sinonimias: *Atherina marmorata* Risso, 1810. *Lebias fasciata* Valenciennes, 1821. *Cyprinodon fasciatus* (Valenciennes, 1821). *Aphanius fasciatus* (Valenciennes, 1821). *Ciprinoides nanofasciatus* Nardo, 1824. *Aphanius fasciatus* Nardo, 1827. *Aphanius nonus* Nardo, 1827. *Aphanius nanus* Nardo, 1827. *Aphanius sarda* (Wagner, 1828). *Lebias lineatopunctata* Wagner, 1828. *Aphanius lineatopunctatus* (Wagner, 1828). *Lebias sarda* Wagner, 1828. *Cyprinodon dispar* (non Rüppell, 1828). *Lebias calaritana* (Cuvier, 1829). *Poecilia calaritana* Cuvier, 1829. *Cyprinodon calaritanus* (Cuvier, 1829). *Lebias calaritanus* (Cuvier, 1829). *Aphanius calaritanus* (Cuvier, 1829). *Lebias caleritana* (Cuvier, 1829). *Lebias flava* Costa, 1838. *Aphanius flavus* (Costa, 1838). *Lebias nigropunctata* Schinz, 1840. *Aphanius nigropunctata* (Bonaparte, 1841). *Aphanius moseas* (Valenciennes, 1846). *Cyprinodon ammonis* (Valenciennes, 1846). *Cyprinodon hammonis* Valenciennes, 1846. *Aphanius hammonis* (Valenciennes in Cuvier & Valenciennes, 1846). *Cyprinodon moseas* Valenciennes, 1846. *Aphanius cyanogaster* (Guichenot, 1859). *Cyprinodon cyanogaster* Guichenot, 1859. *Cyprinodon doliatus* Guichenot, 1859. *Aphanius doliatus* (Guichenot, 1859). *Micromugil macrogaster* Gulia, 1861. *Aphanius timidus* (Gulia, 1861). *Micromugil timidus* Gulia, 1861.



CONSERVACIÓN

De reciente introducción no se conocen los efectos que puede tener sobre la especie autóctona *Aphanius iberus*, pero pueden existir problemas por competencia e hibridación. En su área de distribución natural está amenazada por la destrucción de su hábitat.

BIBLIOGRAFÍA

- Boumaiza M., Quignard J. P. & M. H. Ktar. 1979. Contribution a la biologie de la reproduction d'*Aphanius fasciatus* Nardo. 1827 (Pisces, Cyprinodontidae) de Tunisie. *Bulletin de l'office National des Peches Republique Tunisienne* 3(2): 221-240
- Changeux T. & D. Pont. 1995. Current status of the Riverine fishes of the French Mediterranean basin. *Biological Conservation* 72(2): 137-158
- Ferrito V. & C. Tigano. 1996. Declive of *Aphanius fasciatus* (Cyprinodontidae) and *Salaria fluviatilis* (Blenniidae) populations in freshwaters of eastern Sicily. *Ichthyological Exploration of Freshwaters* 7(2): 181-184
- Fouda M. M. 1995. Life history strategies of four small-size fishes in the Suez Canal, Egypt. *Journal of Fish Biology* 46(4): 687-702
- Lotan R. & A. Ben-Tuvia. 1996. Distribution and reproduction of killifish *Aphanius dispar* and *A. fasciatus* and their hybrids in the Bardawil Lagoon on the Mediterranean coast of Sinai, Egypt. *Israel Journal of Zoology* 42(3): 203-213

ESTADO DE CONSERVACIÓN

Categoría mundial UICN. No catalogada

Convenios internacionales. En el Anejo II del Convenio de Berna 82/72.

ESPECIE
AUTÓCTONA

Aphanius iberus (Valenciennes in Cuvier & Valenciennes, 1846). Fartet

Catalán: Fartet. Vasco Fartet iberiarra.



S. PEIRÓ

DESCRIPCIÓN

Pez de pequeño tamaño que no alcanza los 5 cm de longitud total. Las hembras alcanzan tallas mayores que los machos. Aleta dorsal retrasada con respecto a la mitad del cuerpo. Boca súpera provista de dientes tricúspides. Las escamas son grandes existiendo de 20-26 en la línea longitudinal media. Las aletas dorsal y anal tienen 9-11 radios ramificados. Los machos tienen el cuerpo atravesado por bandas verticales grises plateadas que se extienden a la aleta caudal. Las hembras presentan manchas oscuras irregulares que tienden a formar bandas cortas.

BIOLOGÍA Y ECOLOGÍA

Los estudios genéticos demuestran la existencia de tres poblaciones bien diferenciadas una en la vertiente atlántica y dos en la mediterránea. De las dos mediterráneas una se encuentra ampliamente distribuida por la zona costera y la otra restringida a la antigua laguna de Villena. Las poblaciones atlánticas parecen constituir una especie diferente. Todas las poblaciones sufren una fuerte regresión.

Vive en charcas, lagunas litorales, salinas, desembocaduras de ríos, así como en cauces de agua dulce. Es una especie, por tanto, eurihalina que soporta grandes cambios de salinidad, pudiendo vivir tanto en aguas dulces como en aguas con salinidades de 57‰ y temperaturas de 32 C. La dieta es omnívora, compuesta tanto de presas de origen animal como hervívoro-detrítico. Se alimenta

principalmente de micro crustáceos bentónicos (copépodos y anfípodos), pero su dieta puede variar con la estación del año, ingiriendo otras presas como insectos quironómidos, estructuras vegetales y detritos. Su hábitat natural en las poblaciones mediterráneas parece haberse desplazado por competencia con la gambusia (*Gambusia holbrooki*) y en la actualidad es más frecuente en zonas salobres o hiperhalinas donde la gambusia no es capaz de sobrevivir. En la población atlántica la presencia del fúndulo (*Fundulus heteroclitus*) ha hecho que también sea desplazada la especie de las aguas salobres costeras ya que el fúndulo soporta bien altos grados de salinidad. En la población atlántica se observó que existe una preferencia por los cauces con mayor caudal y por tanto que no se secan en verano y con abundante vegetación acuática. En los lugares donde aparecía solía ser la única especie presente.



POBLACIÓN ATLÁNTICA

F. GÓMEZ CARUANA

TAXONOMÍA

Clase: Actinopterygii

Orden: Cyprinodontiformes

Familia: Cyprinodontidae

Sinonimias: *Cyprinodon iberus* (Valenciennes in Cuvier & Valenciennes, 1846).



La reproducción tiene lugar entre junio y septiembre, con un número de huevos por puesta de 10 a 30, pudiendo frezar en sucesivas puestas hasta 900 huevos (Sostoa *et al.*, 1990).

DISTRIBUCIÓN

España: en la Península Ibérica existen tres poblaciones principales que deben ser tratadas independientemente; una mediterránea que se extiende por las zonas costeras desde los Aiguamolls del

ESTADO DE CONSERVACIÓN

Categoría mundial UICN. DD (Datos Insuficientes)

Categoría para España. Poblaciones del litoral mediterráneo. EN B1+2bcd (En Peligro)

Justificación de los criterios. Presenta un área de ocupación estimada en menos de 450 km², de las 28 poblaciones conocidas ha desaparecido en 12 y parte de su hábitat ha sido (desechado y degradado por vertidos de origen agrícola, industrial y urbano).

Categoría para España. Población de Villena. EW (Extinta en la Naturaleza)

Justificación de los criterios. Sólo sobreviven dos poblaciones cautivas procedentes de Sax y Villena en el centro de Experimentación Piscícola de la Consejería de Medio Ambiente de El Palmar dependiente de la Comunidad de Valencia.

Categoría para España. Poblaciones del litoral atlántico. EN A1 ce B1+2cd (En Peligro). Actualmente descritas como una nueva especie *Aphanius baeticus* Doadrio, Carmona y Fernández Delgado, 2002.

Justificación de los criterios

Criterio A. Se ha extinguido al menos en 10 localidades donde había sido citada, existiendo en la actualidad sólo en 9 poblaciones. El declive es continuo debido a la acusada degradación del hábitat tanto por desecación y alteración de las masas de agua como para el uso agrícola y (campos de golf), contaminación por vertidos e introducción de especies exóticas tales como el fúndulo (*Fundulus heteroclitus*) y la gambusia (*Gambusia holbrooki*).

Criterio B. Presenta un área de ocupación estimada en menos de 200 km², con sus poblaciones severamente fragmentadas. El declive es continuo por la desaparición de diferentes poblaciones como son todas las de las cuencas del Guadiana y de las marismas del Odiel.

Legislación nacional. Figura como de "En Peligro de Extinción" en el Catalogo Nacional de Especies Amenazadas, Real Decreto 439/90.

Legislación autonómica. Catalogada como En Peligro de Extinción en la región de Murcia, Ley 7/1995 de fauna silvestre, caza y pesca fluvial. Catalogada como D en el Anejo II de las especies protegidas de fauna salvaje autóctona, ley 3/88 de protección de animales de Cataluña.

Convenios internacionales. En los Anejos II y III del Convenio de Berna 82/72.

Directivas europeas. Anejo II de la Directiva de Hábitat del 21 de mayo de 1992.

Libros rojos Citada como "En Peligro de Extinción" en el Libro Rojo de los Vertebrados de España (1992).

Alto Ampurdán hasta la albufera de Adra en Almería; otra circunscrita a la antigua laguna de Villena en Alicante; y otra Atlántica que va desde el golfo de Cádiz hasta las marismas del Guadalquivir. En la población mediterránea se ha citado en 38 localidades diferentes habiéndose extinguido en 15 de ellas también ha sido introducida artificialmente, aunque no se tienen datos fiables de su aclimatación en siete localidades.

En Villena parece haberse extinguido y sólo queda una población en cautividad mantenida por la Generalitat Valenciana.

En el Guadalquivir sólo existe en siete localidades Arroyo Montero, Arroyo Salado, Lucio del Hondón, Arroyo Salado de San Pedro, Río Iro, Río Roche y Arroyo Salado de Conil, aunque su área de distribución se cree que era mayor, ya que se ha extinguido al menos en cinco localidades. Estas poblaciones han sido descritas recientemente como una nueva especie *Aphanius baeticus* Doadrio, Carmona y Fernández Delgado, 2002.

UE: endémica de España ha sido citada en Francia, donde, sí existió, en la actualidad está extinta.

Mundo: endémica de España, ha sido citada en el norte de África pero estas citas corresponden a otro taxón diferente.

FACTORES DE AMENAZA

Sobre la especie: la introducción de especies exóticas como el pez sol (*Lepomis gibbosus*), el perca americana (*Micropterus salmoides*), la gambusia (*Gambusia holbrokii*) o el fúndulo (*Fundulus heteroclitus*) que desplazan a esta especie es una de las amenazas más importantes sobre la especie.

Sobre el hábitat: los principales factores que contribuyen a la destrucción del hábitat de esta especie son: la desecación de los humedales por intereses agrícolas y urbanísticos, la contaminación de aguas continentales por vertidos agrícolas, urbanos e industriales y la sobreexplotación de acuíferos.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

Continuar con los programas de cría en cautividad y restauración de hábitats que se realizan en la Comunidades de Valencia y Andalucía, así como en los diversos espacios protegidos. Conservación de las áreas en las que vive. Regenerar antiguos marjales y lagunas desecadas o contaminados para realizar los programas de reintroducción de la especie. Promocionar la divulgación y educación ambiental.

ACCIONES REALIZADAS PARA SU CONSERVACIÓN

Se han realizado varios planes locales de recuperación de esta especie basados principalmente en programas de cría en cautividad, de repoblación y algunos proyectos de regeneración de hábitat. Estos programas han incidido especialmente en la Comunidad Valenciana y en Andalucía. Actualmente existen poblaciones en cautividad procedentes de la Laguna del Hondón (Parque Nacional de Doñana), Laguna de Villena, Sax y Albuixech (Comunidad Valenciana) y arroyo Salado y lagunas de Adra (Comunidad de Andalucía).

BIBLIOGRAFÍA

- Anon. 1995. The plan for recuperation of *Aphanius iberus* is started in Andalusia. *Quercus* 107: 56
- Doadrio I., Perdices A. & A. Machordom. 1994. Allozymic variation of the endangered killifish *Aphanius iberus* and its application to conservation. *Environmental Biology of Fishes* 45(3): 259-271
- Fernández Pedrosa V., González A., Planelles M., Moya A. & A. Latorre. 1995. Mitochondrial DNA variability in three Mediterranean populations of *Aphanius iberus*. *Biological Conservation* 72(2): 251-256
- Fernández-Delgado C., Hernando J. A., Herrera M. & M. Bellido. 1988. Age, growth and reproduction of *Aphanius iberus* (Cuv. & Val., 1846) in the lower reaches of the Guadalquivir River (south-west Spain). *Freshwater Biology* 20(2): 227-234
- García-Berthou E. & R. Moreno Amich. 1991. New records of *Aphanius iberus* (Pisces: Cyprinodontidae) and review of the geographical distribution of cyprinodontiform fishes in Catalonia (NE - Spain). *Scientia Gerundensis* 17: 69-76
- García-Berthou E. & R. Moreno Amich. 1992. Age and growth of an Iberian cyprinodont, *Aphanius iberus* (Cuv. & Val.), in its most northerly population. *Journal of Fish Biology* 40(6): 929-937
- Maltagliati F. 1998. Allozyme differences between two endangered Mediterranean killifishes, *Aphanius iberus* and *A. fasciatus* (Teleostei: Cyprinodontidae). *Italian Journal of Zoology* (Modena) 65(3): 303-306
- Paracuellos M. & J. C. Nevado. 1994. Localización del fartet, *Aphanius iberus*, en la cuenca del río Adra (Almería, sudeste ibérico). *Doñana, Acta Vertebrata* 21(2): 199-204
- Vargas M. J. & A. de Sostoa. 1997. Life-history pattern of the Iberian toothcarp *Aphanius iberus* (Pisces, Cyprinodontidae) from a Mediterranean estuary, the Ebro Delta (Spain). *Netherlands Journal of Zoology* 47(2): 143-160

***Fundulus heteroclitus* Linnaeus, 1766. Fúndulo**

S. PEIRÓ

DESCRIPCIÓN

Especie pequeña, pero de mayor tamaño que los otros ciprinodóntidos presentes en España, alcanzando tallas de hasta 10 cm, con máximos de 15 cm. Aleta dorsal con 11-14 radios y anal con 10-11. Boca súpera con dientes unicúspides. Entre 37 y 42 escamas en una línea longitudinal máxima. Presenta un dimorfismo sexual muy patente. Los machos son de menor tamaño que las hembras y poseen gruesas bandas transversales a lo largo de ambos costados; mientras que las hembras son mayores, de color gris con algunas bandas verticales. El número de cromosomas es de $2n=48$.

BIOLOGÍA Y GEOLOGÍA

En expansión, momentáneamente no ha conseguido cruzar el estrecho de Gibraltar hacia el mediterráneo.

Vive en aguas dulces, salobres o hiperhalinas. Es muy gregaria, formando a veces densos cardúmenes. Su alimentación es fundamentalmente zoófaga y en parte herbívora.

El período reproductivo ocurre entre abril y junio. La hembra deposita los huevos sobre la vegetación sumergida.

DISTRIBUCIÓN

Especie originaria del este de Norteamérica vive en el atlántico oeste desde el golfo de St. Lawrence en Canadá hasta el Este de Florida. Fue introducida en el sur de Portugal y en zonas del litoral andaluz entre Huelva y Cádiz, donde se encuentra actualmente en expansión.

CONSERVACIÓN

Ha sido demostrado el efecto negativo que esta especie ejerce sobre las poblaciones autóctonas del fartet en el sur de España, siendo una de las principales causas de la casi total desaparición del fartet en Doñana y otras áreas de Andalucía. Con la denominación *Fundulus* sp. fue considerada especie No Amenazada (NA) en la Lista Roja de los Vertebrados de España (ICONA, 1986).

BIBLIOGRAFÍA

- Bernardi G., Fernández-Delgado C., Gómez-Chiarri M. & D. A Powers. 1995. Origin of a Spanish population of *Fundulus heteroclitus* inferred by cytochrome b sequence analysis. *Journal of Fish Biology* 47(4): 737-740
- Brown B. L. & R. W. Chapman. 1991. Gene flow and mitochondrial DNA variation in the killifish, *Fundulus heteroclitus*. *Evolution* 45(5): 1147-1161

TAXONOMÍA

Clase: Actinopterygii

Orden: Cyprinodontiformes

Familia: Fundulidae

Sinonimias: *Cobitis heteroclitica* Linnaeus, 1766. *Fundulus heteroclitus heteroclitus* (Linnaeus, 1766). *Fundulus heteroclitus* (Linnaeus, 1766). *Fundulus coenicolus* (Bloch & Schneider, 1801). *Fundulus swampinus* (Lacepède, 1803). *Hydrargira ornata* Le Sueur, 1817. *Fundulus ornatus* (Le Sueur, 1817). *Fundulus fonticola* Valenciennes, 1846. *Fundulus nisorius* Cope, 1870. *Fundulus antillarum* Fowler, 1916. *Valencia lozanoi* Gómez Caruana, Peiro Gomez & Sánchez Artal, 1984. *Fundulus lozanoi* (Gómez Caruana, Peiró Gómez & Sánchez Artal, 1984).

ESTADO DE CONSERVACIÓN

Categoría mundial UICN. No catalogada



- DiMichelle L., Powers D. A. & M. H. Taylor [Eds]. 1986. The biology of *Fundulus heteroclitus*. *American Zoologist* 26(1): 107-288
- Drake P., Arias A. M., & M. C. Sarasquete. 1987. Reproducción de *Fundulus heteroclitus* (Linneo, 1758) (Pisces, Ciprinodontidae) en medio hipersalino. *Investigacion Pesquera* (Barcelona) 51(2): 183-197
- Fernández-Delgado C. 1989. Life history patterns of the salt-marsh killifish *Fundulus heteroclitus* (L.) introduced in the estuary of the Guadalquivir River (south west Spain). *Estuarine Coastal and Shelf Science* 29(6): 573-582
- Gutiérrez-Estrada J. C., Prenda J., Oliva F. & C. Fernández-Delgado. 1998. Distribution and habitat preferences of the introduced mummichog *Fundulus heteroclitus* (Linnaeus) in south-western Spain. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 46(6): 827-835
- Linden O., Laughlin R. jr., Sharp J. R. & J. M. Neff. 1980. The combined effect of salinity, temperature and oil on the growth pattern of embryos of the killifish, *Fundulus heteroclitus* Walbaum. *Marine Environmental Research* 3(2): 129-144
- Miller C. A., Fivizzani A. J. & A. H. Meier. 1983. Water temperature influences salinity selection in the Gulf killifish, *Fundulus heteroclitus*. *Canadian Journal of Zoology* 61(6): 1265-1269
- Taylor M. H., Leach G. J., DiMichele L. Levitan W. M. & W. F. Jacob. 1979. Lunar spawning cycle in the mummichog *Fundulus heteroclitus* (Pisces: Cyprinodontidae). *Copeia* 1979(2): 291-297
- Taylor M. H. & L. DiMichele 1983. Spawning site utilization in a Delaware population of *Fundulus heteroclitus* (Pisces: Cyprinodontidae). *Copeia* 1983(3): 719-725



S. PEIRÓ

Valencia hispanica Valenciennes in Cuvier & Valenciennes, 1846. Samaruc

Vasco: Valencia.

ESPECIE
AUTÓCTONA

F. GÓMEZ CARUANA

**DESCRIPCIÓN**

Especie de pequeño tamaño que no suele alcanzar los 8 cm de longitud total. La aleta dorsal se encuentra a la misma altura que la aleta anal. La aleta dorsal presenta 10-11 radios ramificados y la anal de 12 a 14. La boca es súpera y lleva dientes unicúspides, en varias filas. Las escamas en la línea longitudinal media son de 20-30. Presentan dimorfismo sexual permanente los machos son más pequeños, con la aleta dorsal algo más retrasada y su coloración es azulada con manchas negras que tienden a ordenarse en forma de líneas transversales, el borde distal de las aletas dorsal y caudal son amarillas o anaranjadas. Las hembras tienen pequeños puntos negros repartidos irregularmente por el cuerpo y una coloración amarillo terrosa uniforme.

TAXONOMÍA**Clase:** Actinopterygii**Orden:** Cyprinodontiformes**Familia:** Valenciidae**Sinonimias:** *Hydrargyra hispanica* Valenciennes in Cuvier & Valenciennes, 1846.**BIOLOGÍA Y ECOLOGÍA**

Las poblaciones se encuentran en un declive continuo, la mayor parte de ellas por alteración de su hábitat, sin embargo algunas han reducido sus poblaciones, como la del Prat de Cabanes, sin que aparentemente haya existido una degradación acusada de su hábitat. Sólo la población de Peñíscola y son de l'Atmella del Mar numerosas. Todas las demás tienen un bajo número de efectivos. La estructura genética de las poblaciones es muy similar en todas ellas diferenciándose enormemente del otro representante de esta familia (*Valencia letourneuxi*). Sin embargo, sobre la base de estudios aloenzimáticos y de ADN-mitocondrial se han podido establecer diferentes unidades operacionales de conservación según su estructura genética.

Vive en lagunas litorales, maritomas acequias y canales de riego con vegetación. Es carnívora y se alimenta principalmente de crustáceos y larvas de insectos. Es ovípara. El periodo de reproducción, generalmente, abarca los meses de abril a julio, pero en algunos casos puede prolongarse hasta finales de verano. Realiza puestas fraccionadas formadas por grupos de 15 a 20 huevos de unos 25 mm de diámetros, que se adhieren a la vegetación acuática.

DISTRIBUCIÓN

España: en la actualidad está presente en la laguna de Santes Creus donde podría haber sido introducida por acuariófilos. En los Ullals de Baltasar (delta del Ebro) donde fue capturado en 1985 y ha sido reintroducida dentro de un programa de cría en cautividad. En Peñíscola existe la mayor población conocida la cual se encuentra amenazada por presiones urbanísticas. En el Prat de Cabanes donde existía una de las mejores se encuentra en situación crítica por causas aún desconocidas. En el Grao de Castellón donde existe una población relicta muy amenazada. En el marjal del Moro está



presente esta especie debido a proyectos de reintroducción de la misma. En la Albufera de Valencia existe una pequeña población pero aparentemente estable. En el marjal de Pegó-Oliva la especie, aunque sufre ciertas fluctuaciones mantiene un número adecuado de individuos que permiten su conservación.

UE: esta especie ha sido citada también en el sur de Francia donde actualmente está extinguida.
Mundo: endémica de España.

FACTORES DE AMENAZA

Sobre la especie: la introducción de especies exóticas: gambusia (*Gambusia holbrooki*, perca americana (*Micropterus salmoides*) y perca sol (*Lepomis gibbosus*), las cuales compiten por los recursos. Estudios sobre la gambusia demuestran que ejercen un efecto nocivo sobre la reproducción del samaruc.

Sobre el hábitat: los principales factores que contribuyen a la destrucción del hábitat de esta especie son: la desecación de los humedales por intereses agrícolas y urbanísticos; la contaminación de aguas continentales por vertidos agrícolas, urbanos e industriales y la sobreexplotación de acuí-

ESTADO DE CONSERVACIÓN

Categoría mundial UICN. En B1 + 2ce (En Peligro)

Categoría para España. En Peligro B1 + 2abcde (En Peligro)

Justificación de criterios. Actualmente se conocen ocho poblaciones donde existe la especie, de las más de 13 localidades donde aparece citada en la literatura. De estas ocho localidades dos parecen ser reintroducciones recientes y dos presentan poblaciones relictas. Por lo tanto sólo en cuatro poblaciones la especie mantiene efectivos suficientes para su conservación. El declive tanto en su extensión de presencia como en su área de ocupación es constante.

Legislación nacional. Catalogada como de "En Peligro de Extinción" en el Anejo I del Real Decreto 439/90 por el que se regula el Catálogo Nacional de especies amenazadas.

Legislación autonómica. Catalogada como D en el Anejo II de las especies protegidas de fauna salvaje autóctona, ley 3/88 de protección de animales de Cataluña.

Convenios internacionales. En el Anejo II del Convenio de Berna 82/72.

Directivas europeas. En los Anejos II y IV de la Directiva de Hábitats.

Libros rojos. Figura como "En Peligro de Extinción" en el Libro Rojo de los Vertebrados de España (1992).



feros que da lugar a la eliminación de las urgencias de agua que constituyen uno de los lugares preferidos para la especie.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

Continuar con los programas de cría en cautividad que se han venido realizando. Conservación de las áreas en las que vive especialmente de Peñíscola que alberga la mejor población de la especie y que es uno de los pocos enclaves donde vive el samaruc, que no tiene una efectiva figura de protección. Regenerar antiguos marjales desecados o contaminados para realizar los programas de reintroducción de la especie. Continuar con los programas de divulgación y educación ambiental.

ACCIONES REALIZADAS PARA SU CONSERVACIÓN

Se realizó un ambicioso plan de recuperación de esta especie basado principalmente en investigación genética y ecológica, programas de cría en cautividad, de repoblación, proyectos de regeneración de hábitat y programas de divulgación y educación ambiental. Las reintroducciones han sido realizadas principalmente en la Albufera de Valencia, en el marjal del Moro, en el delta del Ebro, en el puerto de Sagunto y en el marjal de Oliva-Pego. Actualmente existen poblaciones en cautividad procedentes de Albuixech (una zona húmeda ya desecada), Oliva-Pego y de la Albufera.

BIBLIOGRAFÍA

- Arias A. M. & P. Drake. 1986. Contribución al conocimiento de la biología de *Valencia hispanica* Val., 1846 (Pisces, Ciprinodontidae), en el SO ibérico. *Investigaciones Pesqueras* 50(1): 23-36
- BIANCO P. G. 1987. Precision sur la distribution de *Cobitis taenia* Linnaeus, 1758 (Cobitidae) et de *Valencia hispanica* (Valenciennes, 1846) (Cyprinodontidae) dans les eaux douces d'Italie. *Cybiurn* 11(2): 207-212
- Caiola, N.A., Vargas, M.J. y Sostoa, A. (in press) Life history pattern of the endangered Valencia toothcarp. *Valencia hispanica* (Actinopterygii, Valenciadae) ant its implications for conservation. *Archiv. Hidrobiol.*
- Planelles M. & S. Reyna. 1999. *Conservation of samaruc, Valencia hispanica (Valenciennes, 1846), (Pisces: Cyprinodontidae), an endemic and endangered species, in the community of Valencia (east Spain)*. Ministerio de Medio Ambiente
- Kirchhofer, A. & D. Hefti., [Eds]. 1996. *Conservation of endangered freshwater fish in Europe*. Birkhauser Verlag, Basel, Boston & Berlin: 1-341. Chapter pagination: 329-335

ESPECIE
EXÓTICA***Gambusia holbrooki* (Agassiz, 1859).** *Gambusia*

A. DE SOSTOA

DESCRIPCIÓN

Pez de pequeño tamaño que, en general, no sobrepasa los 50 mm. La talla máxima conocida es de 35 mm para los machos y 80 cm para las hembras. La boca, dotada de pequeños y agudos dientes, se abre en posición ligeramente oblicua y súpera. La aleta dorsal está ligeramente retrasada respecto a las anales. Presentan un acusado dimorfismo sexual, siendo las hembras de mayor tamaño que los machos y con el vientre más dilatado. La aleta anal de los machos maduros se modifica por un alargamiento de los radios 3° y 5° formando un órgano copulador o gonopodio. Tienen entre 26 y 30 escamas en una línea longitudinal máxima. Se conocen números cromosómicos $2n=48$ y $2n=36$.

TAXONOMÍA**Clase:** Actinopterygii**Orden:** Cyprinodontiformes**Familia:** Poeciliidae

Sinonimias: *Gambusia holbrooki* Girard, 1859. *Gambusia affinis holbrooki* (Girard, 1859). *Schizopballus holbrooki* (Girard, 1859). *Heterandria holbrooki* (Girard, 1859). *Gambusia patruelis holbrooki* (Girard, 1859). *Heterandria uninotata* (non Poey, 1860). *Zygonectes atrilatus* Jordan & Brayton, 1878.

BIOLOGÍA Y ECOLOGÍA

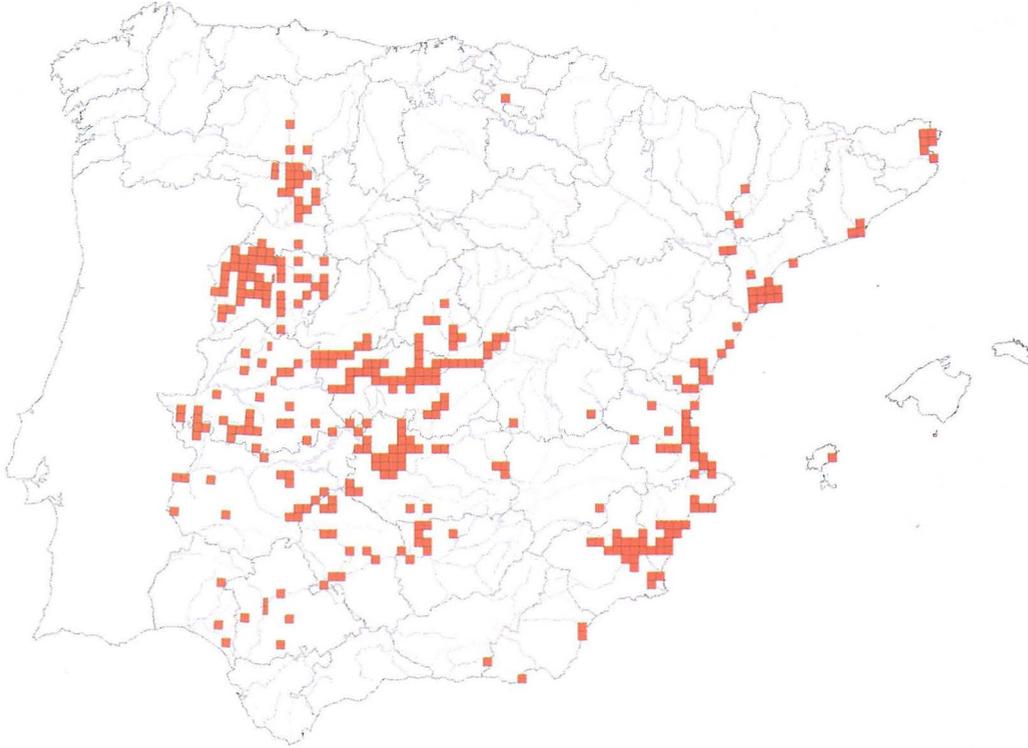
Sus poblaciones actuales parecen ser estables, después de su rápida extensión a mediados del siglo pasado.

Habita tramos de aguas lentas, con escasa profundidad y abundante vegetación, soportando perfectamente zonas muy contaminadas (incluso en pequeñas lagunas donde se vierten aguas residuales), con elevadas temperaturas y bajas concentraciones de oxígeno disuelto. Su dieta consiste básicamente en invertebrados, apareciendo en gran proporción larvas de dípteros, copépodos y áfidos (Pena y Domínguez, 1985).

Son ovovíparos y sexualmente muy precoces y fecundos. Pueden alcanzar la madurez sexual a las 6 semanas de vida y dar a luz 15-32 crías en cada alumbramiento (Pena y Domínguez, 1985). Favorecidos por las temperaturas relativamente altas de las aguas de nuestras latitudes, una hembra puede producir hasta tres generaciones durante el período reproductor, que va desde abril-mayo hasta septiembre-octubre. Las proporciones de machos y hembras suelen ser de 1/4. Alcanzan densidades elevadísimas de hasta 11.324 ejemplares/100 m² (Pena y Domínguez, 1985).

DISTRIBUCIÓN

Especie procedente de América del Norte su distribución natural ocupa la vertiente atlántica desde New Jersey hasta Alabama. Ha sido introducida en, al menos, treinta y un países de los



cinco continentes, con fines ornamentales y para controlar indirectamente diversas enfermedades a través de los vectores (mosquitos) que las transmiten. Sin embargo su efecto control sobre los mosquitos parece ser poco eficiente y sin embargo esta especie tiene un impacto negativo sobre las especies de peces autóctonos, especialmente sobre el Fartet y el Samaruc. Introducida en España en 1921 para combatir el paludismo (Buen, 1935; Najera, 1944 y 1946). En la actualidad ocupa casi todas las aguas lentas y templado-cálidas de la Península Ibérica (sobre todo por debajo de los 1.000 m de altitud). Únicamente falta en la mayor parte de la cuenca del Miño y en los ríos que vierten al Cantábrico.

ESTADO DE CONSERVACIÓN

Categoría mundial UICN. No catalogada

CONSERVACIÓN

Estudios de competencia realizados actualmente han demostrado que desplaza a los ciprinodontiformes autóctonos (*Aphanius iberus* y *Valencia hispanica*) y que es una de las principales causas de que en la actualidad estén «En Peligro de Extinción». Catalogada como «No Amenazada» (NA) en la Lista Roja de los Vertebrados de España (ICONA, 1986).

BIBLIOGRAFÍA

- Bisazza A. & G. Marin. 1991. Male size and female mate choice in the eastern mosquitofish (*Gambusia holbrooki*: Poeciliidae). *Copeia* (3): 730-735
- Bisazza A., Zulian, E. & E. Merlin. 1991. Note sulla biologia riproduttiva di *Gambusia holbrooki* nell'Italia nord orientale. *Rivista di Idrobiologia* 29(1): 15-162
- Congdon B. C. 1994. Characteristics of dispersal in the eastern mosquitofish *Gambusia holbrooki*. *Journal of Fish Biology* 45(6): 943-952
- Kandl K. L. & A. J. Thompson. 1996. Responses of eastern mosquitofish (*Gambusia holbrooki*) to acute salinity stress: do family effects obscure inbreeding and genotype effects?. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 53(4): 753-760
- Meffe G. K. 1991. Life history changes in eastern mosquitofish (*Gambusia holbrooki*) induced by thermal elevation. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 48(1): 60-66
- Vargas M. J. & A. de Sostoa. 1996. Life history of *Gambusia holbrooki* (Pisces, Poeciliidae) in the Ebro delta (NE Iberian peninsula). *Hydrobiologia* 341(3): 215-224
- Weeks S. C. & G. K. Meffe. 1996. Quantitative genetic and optimality analyses of life history plasticity in the eastern mosquitofish, *Gambusia holbrooki*. *Evolution* 50(3): 1358-1365

ESPECIE
EXÓTICA**Poecilia reticulata** Peters, 1860. Gupi

A. GARVUA

DESCRIPCIÓN

Es una especie de pequeño tamaño con un fuerte dimorfismo sexual las hembras mas grandes no superan los 50 mm mientras que los machos no alcanzan los 35 mm de longitud total. Su forma y coloración es muy variable existiendo numerosas formas cultivadas. Es uno de los peces de acuario mas populares. La aleta dorsal tiene 12 o más radios. Los machos suelen tener manchas negras en el cuerpo y coloraciones rojizas o azuladas. La aleta anal esta transformada en un órgano reproductor, el gonopodio.

TAXONOMÍA**Clase:** Actinopterygii**Orden:** Cyprinodontiformes**Familia:** Poeciliidae

Sinonimias: *Poecilioides reticulatus* (Peters, 1859). *Poecilia reticulatus* Peters, 1859. *Poecilia reticulata* Peters, 1860. *Lebistes reticulatus* (Peters, 1860). *Haridichthys reticulatus* (Peters, 1860). *Girardinus reticulatus* (Peters, 1860). *Acanthocephalus reticulatus* (Peters, 1860). *Lebistes poecilioides* De Filippi, 1861. *Lebistes poecilioides* De Filippi, 1861. *Girardinus guppii* Günther, 1866. *Acanthocephalus guppii* (Günther, 1866). *Heterandria guppyi* (Günther, 1866).

BIOLOGÍA Y ECOLOGÍA

Muy pocas poblaciones estables.

Prefiere aguas cálidas de 20-24 °C en ríos, arroyos y canales con abundante vegetación. Sin embargo, es poco exigente en cuanto a la salinidad del agua su turbidez o la altura sobre el nivel del mar. Se alimenta de zooplancton, insectos y detritus.

Es una especie ovovivípara. Los machos maduran a los dos meses de edad y las hembras a los tres.

DISTRIBUCIÓN

Su área natural es América del sur: Venezuela, Barbados, Trinidad, norte de Brasil y Guayanas. Ha sido introducida en casi todo el mundo, a veces para el control de mosquitos aunque no tiene efecto sobre sus poblaciones y otras veces escapado accidentalmente de piscifactorías o soltados por particulares. En España se supone introducido por particulares existiendo poblaciones estables en el río Mijares.

CONSERVACIÓN

La necesidad de aguas cálidas suponen que el problema de la interacción con nuestros ciprinodónticos autóctonos está en la actualidad bastante controlada.

ESTADO DE CONSERVACIÓN

Categoría mundial UICN. No catalogada

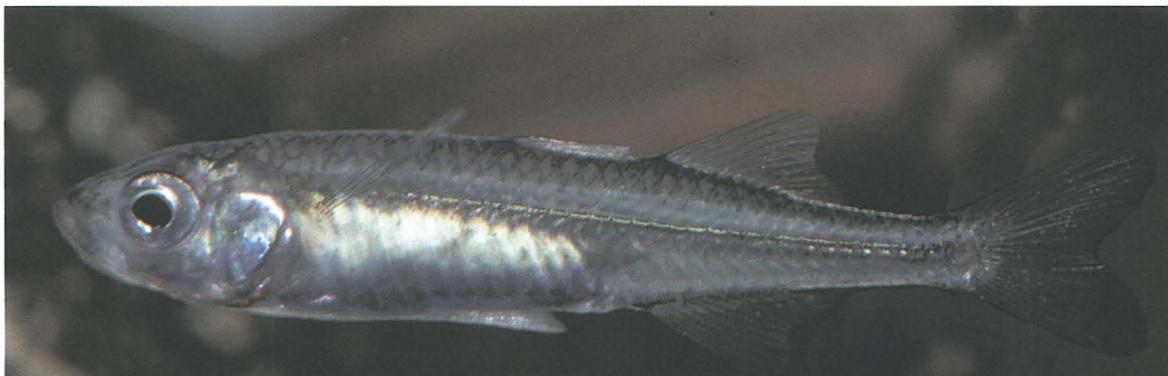


BIBLIOGRAFÍA

- Castleberry D.T. & J. J. Cech 1990. Mosquito control in wastewater: a controlled and quantitative comparison of pupfish (*Cyprinodon nevadensis amargosae*), mosquitofish (*Gambusia affinis*) and guppies (*Poecilia reticulata*) in sago pondweed marshes. *Journal of the American Mosquito Control Association* 6(2): 223-228
- Daikoku T. 1978. Adaptation to sea water environment in guppy *Poecilia reticulata*. *Journal of the Osaka City Medical Center* 27(10-12): 605-636
- Houde A. E. 1997. *Sex, color, and mate choice in guppies*. Princeton University Press, Princeton:1-210
- Reznick D. 1983. The structure of guppy life histories: the tradeoff between growth and reproduction. *Ecology* 64(4): 862-873
- Reznick D. N., Rodd F. H. & M. Cardenas. 1996. Life-history evolution in guppies (*Poecilia reticulata*: Poeciliidae). 4. Parallelism in life-history phenotypes. *American Naturalist* 147(3): 319-338
- Schroder J. H. 1983. The guppy (*Poecilia reticulata* Peters) as a model for evolutionary studies in genetics, behavior, and ecology. *Berichte des Naturwissenschaftlich-Medizinischen Vereins in Innsbruck* 70: 249-279
- Strauss R. E. 1990. Predation and life-history variation in *Poecilia reticulata* (Cyprinodontiformes: Poeciliidae). *Environmental Biology of Fishes* 27(2): 121-130
- Taylor J. S., Sanny J. S. P. & F. Breden. 1999. Microsatellite allele size homoplasy in the guppy (*Poecilia reticulata*). *Journal of Molecular Evolution* 48(2): 245-247

ESPECIE
AUTÓCTONA***Atherina boyeri* Risso, 1810. Pejerrey**

Catalán: Jovell. Vasco: Abixoi txikia. Portugués: Peixe-rei do mediterrâneo.



F. GÓMEZ CARUANA

DESCRIPCIÓN

Pez de pequeño tamaño que no supera los 10 cm de longitud total. Dos aletas dorsales, la primera de ellas con 7-8 radios y la segunda con 11-13. Ojo muy grande que ocupa la mayor parte de la cabeza. Boca súpera provista de dientes débiles pero bien visibles. El pedúnculo caudal es largo y estrecho. Las escamas son grandes, presentando 43-45 escamas en la línea longitudinal media. La coloración es poco aparente, casi translúcida con una banda longitudinal plateada que recorre todo el cuerpo.

TAXONOMÍA**Clase:** Actinopterygii**Orden:** Atheriniformes**Familia:** Atherinidae

Sinonimia: *Hepsetia boyeri* (Risso, 1810). *Atherina boieri* Risso, 1810. *Hepsetia mochon* (Cuvier, 1829). *Atherina mochon* Cuvier, 1829. *Atherina mochon pontica* Eichwald, 1831. *Atherina presbyter caspia* Eichwald, 1831. *Atherina presbyter pontica* Eichwald, 1831. *Atherina risso* Valenciennes, 1835. *Atherina sarda* Valenciennes, 1835. *Atherina lacustris* Bonaparte, 1836. *Atherina caspia* Eichwald, 1838. *Atherina pontica* Eichwald, 1838. *Atherina anterina* Nardo, 1847. *Atherina rissoi* Günther, 1861. *Atherina hyalosoma* Cocco, 1885. *Atherina mochon riqueti* Roule, 1902. *Atherina riqueti* Roule, 1902. *Atherina sardinella* Fowler, 1903. *Atherina mochon aegyptia* Boulenger, 1907. *Atherina bonapartii* Boulenger, 1907.

BIOLOGÍA Y ECOLOGÍA

Las poblaciones residentes en agua dulce son muy escasas, siendo localmente abundantes en zonas estuarinas.

Vive en la desembocadura de los ríos y en mar abierto. Las poblaciones dulceacuícolas prefieren aguas tranquilas y quietas. La alimentación es omnívora, aunque preferentemente carnívora.

La reproducción en el río Guadalquivir parece tener lugar preferentemente entre abril y junio. Los huevos, hasta 3.000, se adhieren a la vegetación.

DISTRIBUCIÓN

España: se conocen poblaciones en casi todas las desembocaduras de los ríos de Levante y sur de España, así como algunas exclusivamente dulceacuícolas en la cuenca del Guadalquivir. La población del Tajo parece extinguida.

UE: Francia, Gran Bretaña, Grecia, Holanda e Italia.

Mundo: se distribuye por el litoral mediterráneo y mar Negro con algunas poblaciones aisladas en el Atlántico y en las aguas interiores.

FACTORES DE AMENAZA

Sobre la especie: principalmente sobrepesca. En las aguas interiores depredación por parte de las especies exóticas.

Sobre el hábitat: alteración de las zonas estuarinas por vertidos y construcción de presas. Desección y realización de infraestructuras en las aguas interiores donde existen poblaciones residentes.



MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

Regular su pesca. Control de los vertidos y depuración de los mismos. Corregir adecuadamente los impactos derivados de las infraestructuras hidráulicas. 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.

ACCIONES REALIZADAS PARA SU CONSERVACIÓN

Ninguna.

BIBLIOGRAFÍA

- Creech S. 1991. An electrophoretic investigation of populations of *Atherina boyeri* Risso, 1810 and *A. presbyter* Cuvier, 1829 (Teleostei: Atherinidae): genetic evidence in support of two species. *Journal of Fish Biology* 39(6): 807-816
- Creech S. 1992. A multivariate morphometric investigation of *Atherina boyeri* Risso, 1810 and *A. presbyter* Cuvier, 1829 (Teleostei: Atherinidae): morphometric evidence in support of the two species. *Journal of Fish Biology* 41(3): 341-353
- Dobrovolov I. S. & P. P. Ivanova. 1999. Biochemical genetic composition of the *Atherina boyeri* and *Atherina mochon pontica* (Pisces, Atherinidae). *Folia Zoologica* 48(1): 55-60
- Fernández-Delgado C., Hernando Casal J. A., Herrera M. & M. Bellido. 1988. Life-history patterns of the sand smelt *Atherina boyeri* Risso, 1810 in the estuary of the Guadalquivir River, Spain. *Estuarina Coastal and Shelf Science* 27(6): 697-706
- Fernández-Delgado C. & J. A. Hernando Casal. 1981-1982. *Relaciones morfológicas de Atherina boyeri Risso 1810 (Pisces: Atherinidae) de la Laguna de Zoñar (Córdoba, España)*. Reunión Iberoamericana de Conservación de Zoología de Vertebrados: 47
- Fernández-Delgado C. & J. A. Hernando Casal. 1982. Relaciones morfológicas de *Atherina boyeri* Risso (Pisces: Atherinidae) de la laguna de Zoñar (Córdoba, España). *Doñana Acta Vertebrata* 9: 13-25
- Gon O. & A. Ben Tuvia. 1983. The biology of Boyer's sand smelt, *Atherina boyeri* Risso in the Bardawil Lagoon on the Mediterranean coast of Sinai. *Journal of Fish Biology* 22(5): 537-547
- Henderson P. A. & R. N. Bamber. 1987. On the reproductive biology of the sand smelt *Atherina boyeri* Risso (Pisces: Atherinidae) and its evolutionary potential. *Biological Journal of the Linnean Society* 32(4): 395-415
- Marfin J. P. 1982. Alimentation et condition de l'Atherine *Atherina boyeri* Risso, 1810 durant un cycle annuel. *Journal de Recherche Oceanographique* 7(2-4): 12-40
- Trabelsi M., Quignard J. P. & F. Kartas. 1994. *Atherina boyeri*: premiere mention en Mediterranee de deux populations marines sympatriques. *Cybium* 18(4): 457-459

ESTADO DE CONSERVACIÓN

Categoría mundial IUCN. No catalogada

Categoría para España. VU A1c (Vulnerable)

Justificación de los criterios. La especie ha sufrido una regresión en al menos un 20% de su área de presencia u ocupación, habiendo desaparecido algunas de las poblaciones que existían en ríos de la vertiente atlántica, como en el Tajo. Debido a la construcción de presas y a la introducción de especies exóticas. No se conoce si el stock español sufre inmigraciones por parte de otros, por lo que no se modifica su categoría.

Legislación autonómica. Catalogada como "De Interés Especial" en el Anejo I del Catálogo regional de especies amenazadas de Extremadura, ley 8/1998 de 26 de junio.

Libros rojos. Citada como "No Amenazada" en el Libro Rojo de los Vertebrados de España (1992).

ESPECIE
AUTÓCTONA

Gasterosteus gymnurus Cuvier, 1829. Espinoso

Catalán: Espinós. Vasco Arrain hiruarantza. Gallego: Espinoso. Portugués: Esgana-gata.



S. PEIRÓ

DESCRIPCIÓN

El espinoso es un pez muy pequeño, que no llega a superar los 5 cm de longitud total. El pedúnculo caudal es estrecho y su cabeza acaba en una boca súpera. Carece de escamas, pero presenta placas dorsales y laterales. La distinta disposición de estas últimas ha determinado la existencia de diferentes morfotipos. La primera aleta dorsal lleva tres radios espinosos. Las aletas ventrales y la anal tienen únicamente un radio espinoso. Existe dimorfismo sexual, ya que los machos en época de reproducción tienen una coloración rojiza en las partes inferiores del cuerpo, ofreciendo el dorso reflejos azul verdosos y plateados.

TAXONOMÍA

Clase: Actinopterygii

Orden: Gasterosteiformes

Familia: Gasterosteidae

Sinonimias: *Gasterosteus leiurus* Cuvier, 1829. *Gasterosteus semiarmatus* Cuvier, 1829. *Gasterosteus semiloricatus* Cuvier, 1829. *Gasterosteus tetracanthus* Cuvier, 1829. *Gasterosteus brachycentrus* Cuvier, 1829. *Gasterosteus nemausensis* Crespon, 1844. *Gasterosteus quadrispinosa* Crespon, 1844. *Gasterosteus argentatissimus* Blanchard, 1866. *Gasterosteus bailloni* Blanchard, 1866. *Gasterosteus elegans* Blanchard, 1866. *Gasterosteus neustrianus* Blanchard, 1866. *Gasterosteus hologymnus* Regan, 1909. *Gasterosteus aculeatus messinicus* Stephanidis, 1971.

BIOLOGÍA Y ECOLOGÍA

Las poblaciones españolas se venían denominando *Gasterosteus aculeatus* pero Kottelat (1997) las incluye en *Gasterosteus gymnurus*.

Habitán las aguas dulces de los lagos y los cursos bajos de los ríos, siempre que las aguas sean tranquilas y ricas en vegetación. Su alimentación se basa principalmente en pequeños invertebrados, consumiendo ocasionalmente vegetales.

La reproducción tiene lugar entre abril y mayo cuando la temperatura del agua es de 14-16° C. A esta temperatura la eclosión de los alevines dura 6 días. Los machos construyen un nido y estimulan a la hembra a entrar mediante una danza de cortejo con movimientos en zig-zag. La hembra deposita en el nido de 50 a 100 huevos y es conducida por el macho a la salida del mismo después de realizar la puesta, el macho vuelve a entrar y fertiliza los huevos o corteja a otra hembra para que deposite más huevos antes de entrar al nido. El macho guarda los huevos y jóvenes ventilando constantemente el nido. En algunas poblaciones los individuos son hermafroditas.

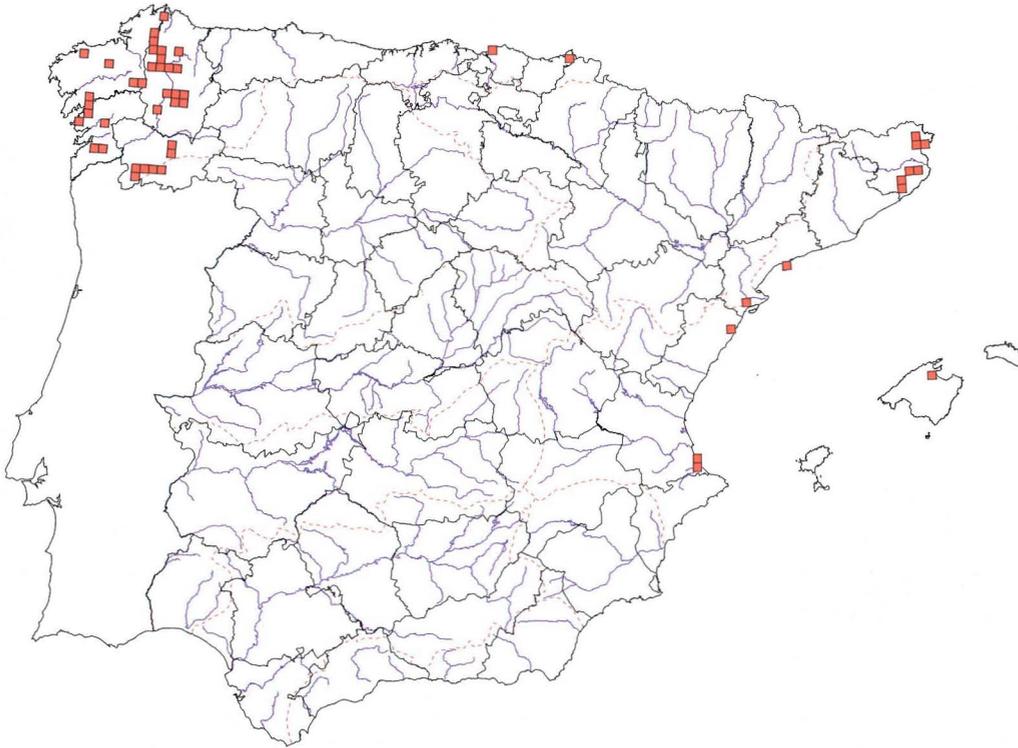
El macho guarda los huevos y jóvenes ventilando constantemente el nido. En algunas poblaciones los individuos son hermafroditas.

DISTRIBUCIÓN

España: tiene una amplia distribución en España, estando presente en las cuencas de: Galicia, Cantábricas, Levante, Cataluña y Mallorca, pero en pequeños enclaves. Parece extinguida en el Guadiana.

UE: está presente en Francia, Grecia, Portugal y ha sido introducido en Italia.

Mundo: se distribuye en el Atlántico desde el sur de Francia hasta el Estrecho de Gibraltar y en el Mediterráneo.



FACTORES DE AMENAZA

Sobre la especie: La introducción de especies exóticas piscívoras en los ríos españoles es la principal amenaza junto a la introducción del cangrejo americano que provoca turbidez en el río con el consiguiente descenso en la producción de las fanerogamas acuáticas que constituyen el hábitat del espinoso.

Sobre el hábitat: Las principales amenazas son: la realización de diversas infraestructuras hidráulicas, como canalizaciones, construcción de presas, etc., la contaminación por vertidos industriales, urbanos y agrícolas y la extracción de agua para fines agrícolas.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

Control de los vertidos y depuración de los mismos. Corregir adecuadamente los impactos derivados de las infraestructuras hidráulicas. No dar concesiones de riegos 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. Debe figurar como «En Peligro de Extinción» en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas, Real Decreto 439/90.

ESTADO DE CONSERVACIÓN

Categoría mundial UICN. No catalogada

Categoría para España. EN B1 + 2abcde (En Peligro)

Justificación de los criterios. El área de ocupación actual es menor de 30 km² con las poblaciones severamente fragmentadas en diferentes cuencas y dentro de estas en tramos de ríos muy localizados. La construcción de embalses en el área de ocupación, la desecación de los marjales mediterráneos y la laguna de Antela en Galicia y el aumento de la contaminación por vertidos han dado lugar a una pérdida de hábitat y a que se haya reducido sensiblemente su área de presencia y ocupación. De hecho ha desaparecido de cuencas enteras como la del Tajo y Guadiana. No existen inmigraciones de otras regiones.

Legislación autonómica. Catalogada como «En Peligro de Extinción» en el Anejo I del Catálogo regional de especies amenazadas de Extremadura, ley 8/1998 de 26 de junio. Catalogada como «En Peligro de Extinción» en el Catálogo vasco de especies amenazadas de la fauna y flora silvestre y marina, Decreto 167/1996, de 9 de julio. Catalogada como D en el Anejo II de las especies protegidas de fauna salvaje autóctona, ley 3/88 de protección de animales de Cataluña.

Libros rojos. Citada como «vulnerable» en el Libro Rojo de los Vertebrados de España (1992).



S. PEIRÓ

BIBLIOGRAFÍA

- Allen J. R. M. & R. J. Wootton. 1982. Age, growth and rate of food consumption in an upland population of the three-spined stickleback, *Gasterosteus aculeatus* L. *Journal of Fish Biology* 21:95-105
- Allen J. R. M. & R. J. Wootton. 1984. Temporal patterns in diet and rate of food consumption of the three-spined stickleback (*Gasterosteus aculeatus*) in Llyn Frongoch, an upland Welsh lake. *Freshwater Biology* 14:335-346
- Hynes H. B. N. 1950. The food of fresh-water sticklebacks (*Gasterosteus aculeatus* and *Pygosteus pungitius*), with a review of the methods used in the study of the food of fishes. *Journal Animal Ecology* 19:36-58
- Jones J. W. & H. B. N. Hynes. 1950. The age and growth of *Gasterosteus aculeatus*, *Pygosteus pungitius* and *Spinachia vulgaris* as shown by their otoliths. *Journal Animal Biology* 19:59-73
- Kottelat M. 1997. *European freshwater fishes*. *Biologia* 52, Suppl. 5:1-271
- Larson G. L. & C. D. McIntire. 1993. Food habits of different phenotypes of threespine stickleback in Paxton Lake, British Columbia. *Transaction of America Fisheries Scien.* 122(4):543-549
- Narver D. W. 1969. Phenotypic variation in threespine sticklebacks (*Gasterosteus aculeatus*) of the Chignik River system, Alaska. *J. Fish. Res. Bd. Canada* 26(2): 405-412
- Snyder R. J. 1991. Migration and life histories of the threespine stickleback: evidence for adaptive variation in growth rate between populations. *Environmental Biology of Fishes* 31:381-388

***Cottus gobio* Linnaeus, 1758. Cavilat**

Vasco: Burtaina.

ESPECIE
AUTÓCTONA

A. DE SOSTOA

**DESCRIPCIÓN**

Pez de pequeño tamaño que no alcanza los 18 cm de longitud total. Cabeza grande y aplanada dorsalmente con una espina preopercular a cada lado. Presenta dos aletas dorsales y una anal larga que posee 11-13 radios. Las aletas pectorales son grandes y las ventrales se encuentran muy próximas. La aleta caudal tiene su borde distal convexo. Cuerpo desprovisto de escamas, con la línea lateral patente. La coloración es variable con manchas oscuras irregularmente repartidas por el cuerpo. La edad máxima registrada es de cinco años.

BIOLOGÍA Y ECOLOGÍA

En España existen tres poblaciones fragmentadas y en acusado declive. Las poblaciones españolas han sido descritas como una subespecie diferente *Cottus gobio hispaniolensis* Bacescu & Bacescu - Mester, 1964, basándose en el número de poros sinfisarios. Sin embargo, en la actualidad esta subespecie no se reconoce como tal.

El cavilat vive en los cursos altos de los ríos donde el agua es clara, la corriente moderada o rápida y el fondo pedregoso. La alimentación está basada en insectos y crustáceos bentónicos siendo sus hábitos nocturnos.

La reproducción tiene lugar entre marzo y junio. La puesta, de más de 300 huevos, es vigilada por las hembras. La madurez sexual se alcanza cuando tienen cerca de 4 cm de longitud total.

DISTRIBUCIÓN

España: en España ha sido citada en las cuencas de los ríos Garona, Bidasoa y Nive.

UE: vive en la mayor parte de Europa y ha sido citado en Austria, Bélgica, Dinamarca, Finlandia, Francia, Alemania, Italia, Holanda, Suecia y Gran Bretaña

Mundo: en la mayor parte de Europa hasta el río Amur en la URSS.

FACTORES DE AMENAZA

Sobre la especie: no tiene amenazas importantes, ya que no es objeto de pesca.

Sobre el hábitat: la regulación de los ríos mediante presas y la contaminación de las aguas por vertidos urbanos son las dos causas principales de desaparición de la especie.

TAXONOMÍA

Clase: Actinopterygii

Orden: Scorpaeniformes

Familia: Cottidae

Sinonimias: *Cottus affinis* Heckel, 1837. *Cottus microstomus* Heckel, 1837. *Cottus gobio macrostomus* Jeitteles, 1863. *Cottus gobio koshevníkowi* Gratzianov, 1907. *Cottus koshevníkowi* Gratzianov, 1907. *Cottus gobio jaxartensis* Berg, 1916. *Cottus gobio milvensis* Soldatov, 1924. *Cottus gobio roseus* Odenwall, 1927. *Cottus gobio pellegrini* Vladykov, 1931. *Cottus gobio hispaniolensis* Bacescu & Bacescu -Mester, 1964. *Cottus gobio pellegrini* Bacescu & Bacescu -Mester, 1964. *Cottus gobio baemusii* Marinov & Dikov, 1986.



MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

Esta especie debería figurar en el Catalogo Nacional de Especies Amenazadas como «En Peligro de Extinción.» Se debería realizar un plan de recuperación de la especie, basado en la cría en cautividad y recuperación del hábitat. La recuperación del hábitat debería llevarse a cabo con mediante la depuración de los vertidos urbanos y el control de las fluctuaciones en el nivel del agua que sufren los ríos donde vive la especie debido a la regulación de los mismos.

ESTADO DE CONSERVACIÓN

Categoría mundial UICN. No catalogada
Categoría para España. CR B1+2bcde. (En Peligro Crítico)

Justificación de los criterios. El área de ocupación actual de la especie es menor de 7 Km, las poblaciones se encuentran severamente fragmentadas en tres cuencas diferentes el declive en el área de ocupación y en el número de localidades es continuo, especialmente en el valle de Aran. Las causas principales son la construcción de centrales hidroeléctricas, la extracción de agua para riego y el aumento de vertidos urbanos, debido al enorme incremento de la población especialmente en determinadas épocas del año. La modificación de la categoría por el criterio regional no procede ya que no existen inmigraciones de fuera de su área de ocupación.

Legislación nacional. Figura como «Vulnerable» en el Catalogo Nacional de Especies Amenazadas, Real Decreto 439/90

Legislación autonómica. Catalogada de «Interés Especial» en el registro de la fauna silvestre de vertebrados de Navarra, Orden Foral 0209/1995, de 13 de febrero.

Directivas europeas. Anejos II de la Directiva de Hábitat del 21 de mayo de 1992.

Libros rojos Citada como «En Peligro de Extinción» en el Libro Rojo de los Vertebrados de España (1992).

ACCIONES REALIZADAS PARA SU CONSERVACIÓN

Ninguna.

BIBLIOGRAFÍA

- Bless R. 1990. Die Bedeutung von gewasserbaulichen Hindernissen im Raum-Zeit-System der Groppe (*Cottus gobio* L.). *Natur und Landschaft* 65(12): 581-585
- Brehmer B. & B. Streit 1989. Genetische Variation bei der Groppe (*Cottus gobio* L.). *Fischoekologie* 1(2): 1-14
- Crisp D. T. & R. H. K. Mann. 1991. Effects of impoundment on populations of bullhead *Cottus gobio* L. and minnow, *Phoxinus phoxinus* (L.), in the basin of Cow Green Reservoir. *Journal of Fish Biology* 38(5): 731-740
- Doadrio I. & J. J. Álvarez. 1982. Nuevos datos sobre la distribución del *Cottus gobio* L. (Pisces, Cottidae) en España. *Doñana, Acta Vertebrata* 9: 369-372
- Downhower J. F., Lejeune P., Gaudin P. & L. Brown. 1990. Movements of the chabot (*Cottus gobio*) in a small stream. *Polskie Archiwum Hydrobiologii* 37(1-2): 119-126
- Gaudin P. & L. Caillere. 1990. Microdistribution of *Cottus gobio* L. and fry of *Salmo trutta* L. in a first order stream. *Polskie Archiwum Hydrobiologii* 37(1-2): 81-93
- Hanfling B. & R. Brandl. 1998a. Genetic differentiation of the bullhead *Cottus gobio* L. across watersheds in central Europe: evidence for two taxa. *Heredity* 80(1): 110-117
- Hanfling B. & R. Brandl. 1998b. Genetic variability, population size and isolation of distinct populations in the freshwater fish *Cottus gobio* L. *Molecular Ecology* 7(12): 1625-1632



A. DE SOSTOA

- Hehmann F. 1994. *The influence of drainage manipulation by drinking water obtention, use of hydroelectric power and fishing on the drift behaviour of the freshwater sculpin (Cottus gobio Linnaeus 1758/Pisces; Cottidae) a study in the planned nature reserve «Haseoberlaufe» (Osnabruck district)*. Bernhardt, K.-G. [Ed.]. Revitalisierung einer Flusslandschaft. (Regeneration of river countryside.) Zeller Verlag, Osnabruck: i-vii, 1-442. Chapter pagination: 99-111
- Lobón-Cervia J., Elvira B., Vigal C. R. & I. Doadrio. 1984. Sobre la distribución y sistematica del 'cavilat' (*Cottus gobio* L.) en España (1.). *Boletín de la Estación Central de Ecología* 13(26): 81-84
- Moriarty F., Hanson H. M. & P. Freestone. 1984. Limitations of body burden as an index of environmental contamination: heavy metals in fish *Cottus gobio* L. from the River Ecclesbourne, Derbyshire. *Environmental Pollution Series a Ecological and Biological* 34(4): 297-320
- Riffel M. & A. Schreiber. 1995. Coarse-grained population structure in central European sculpin (*Cottus gobio* L.): secondary contact or ongoing genetic drift. *Journal of Zoological of Systematics and Evolutionary Research* 33(4): 173-184
- Riffel M. & A. Schreiber. 1998. Morphometric differentiation in populations of the Central European sculpin *Cottus gobio* L., a fish with deeply divergent genetic lineages. *Canadian Journal of Zoology* 76(5): 876-885
- Roussel J. M. & A. Bardonnnet. 1996. Differences in habitat use by day and night for brown trout (*Salmo trutta*) and sculpin (*Cottus gobio*) in a natural brook. Multivariate and multi-scale analyses. *Cybium* 20(3): 43-53
- Schreiber A., Engelhorn R. & M. Riffel. 1999. Effects of river history on the population evolution of bullheads (*Cottus gobio*) and brook lamprey (*Lampetra planeri*) in southwest Germany. *Verhandlungen der Gesellschaft fuer Ichthyologie (GFI)* E V 1: 185-202
- Spah H. & W. Beisenherz. 1984. Beitrag zur Verbreitung und Okologie der Groppe (*Cottus gobio* L., Pisces) in Ostwestfalen und im Kreis Osnabruck (Niedersachsen). *Verhandlungen der Gesellschaft fuer Oekologie* 12:617-626
- Utzinger J., Roth C. & A. Peter. 1998. Effects of environmental parameters on the distribution of bullhead *Cottus gobio* with particular consideration of the effects of obstructions. *Journal of Applied Ecology* 35(6): 882-892

ESPECIE
AUTÓCTONA***Salaria fluviatilis* (Asso 1801). Fraile**

Catalán: Bavosa de riu. Vasco: Ibai Kabuxa. Portugués: Caboz-de-água-doce.



A. DE SOSTOA

DESCRIPCIÓN

Pez de pequeño tamaño que no suele alcanzar los 90 mm (raramente alcanza 150 mm). Las aletas dorsal y anal son largas y recorren la mayor parte del cuerpo: la primera de ellas tiene 17-20 radios ramificados y las segunda 18-20. La aleta caudal tiene un perfil distal convexo. El cuerpo está desprovisto de escamas y la línea lateral es muy patente. Encima del ojo hay un pequeño tentáculo filiforme y la boca presenta dientes sobre las dos mandíbulas, con caninos muy desarrollado. En los machos hay una cresta cefálica muy desarrollada durante el periodo de celo. Coloración muy variable, con tendencia a presentar unas bandas trasversales oscuras. Es una especie diploide con $2n=48$.

TAXONOMÍA**Clase:** Actinopterygii**Orden:** Perciformes**Familia:** Blenniidae

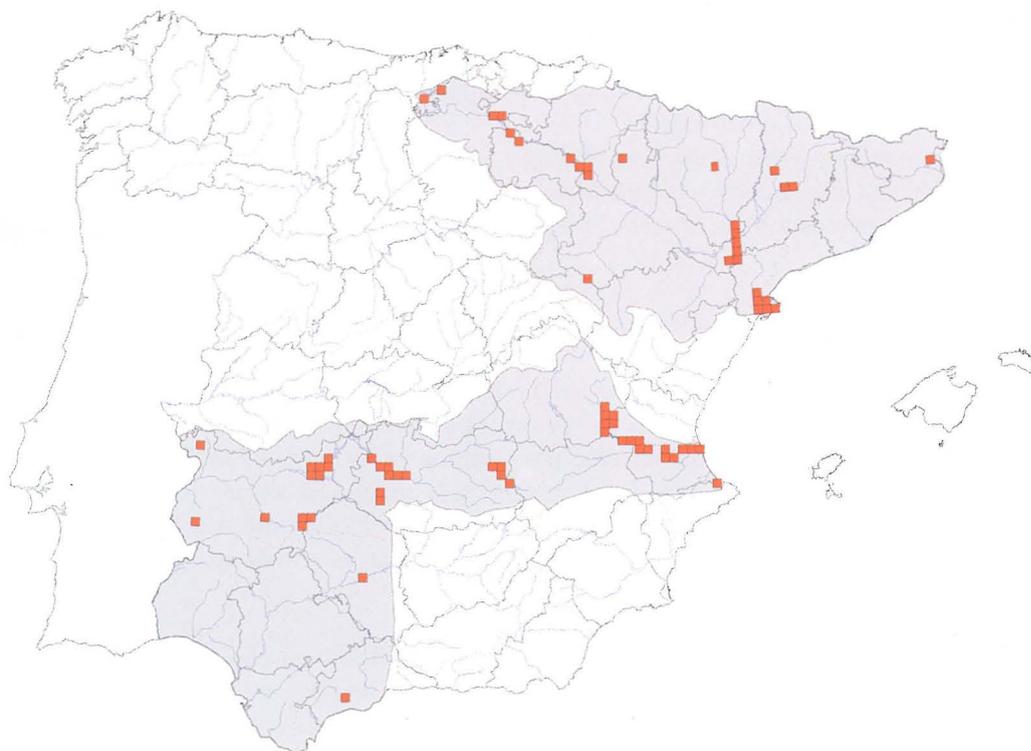
Sinonimias: *Blennius sujebianus* Lacépède, 1800. *Blennius fluviatilis* Asso, 1801. *Salarias fluviatilis* (Asso, 1801). *Blennius frater* Bloch & Schneider, 1801. *Salarias fluviatilis* (Asso, 1801). *Blennius fluviatilis* Rafinesque, 1810. *Blennius varus* (non Pallas, 1814). *Blennius vulgaris* Pollini, 1816. *Salarias varus* Risso, 1827. *Blennius cagnota* Valenciennes, 1836. *Blennius inaequalis* Valenciennes, 1836. *Blennius anticolus* Bonaparte, 1840. *Blennius lupulus* Bonaparte 1840. *Ichthyocoris pollini* Bonaparte, 1846. *Blennius petteri* Heckel & Kner, 1848. *Ichthyocoris varus* Gervais, 1859. *Blennius alpestris* Blanchard, 1866.

BIOLOGÍA Y ECOLOGÍA

Las poblaciones de esta especie antes localmente abundantes pero se han reducido considerablemente en los últimos años. La población del río Guadiana es diferente genéticamente a las poblaciones mediterráneas.

En la mayor parte de su área de distribución frecuenta ríos de corriente moderada. Sin embargo en España puede vivir en aguas quietas y turbias siempre que disponga de piedras donde puedan realizar la puesta. La alimentación es generalista y tienden a consumir un gran número de presas diferentes dependiendo de la disponibilidad del alimento en el río. Es zoófaga basada en insectos y crustáceos e incluso alevines de otros peces. Pero normalmente es zoófaga basada en insectos e incluso en pequeños peces. El cuidado parental restringe las oportunidades de alimentación del macho durante la época de freza y por ello bajo determinadas condiciones, a veces se presenta canibalismo filial de las puestas.

La hembra pone entre 300 y 800 huevos (dependiendo de la edad, disponibilidad de alimento, etc.). El cuidado parental del macho consiste en la vigilancia de la puesta frente a los posibles depredadores, la limpieza del nido de materiales sedimentarios y la ventilación de las puestas mediante una agitación rápida de las aletas pectorales y movimientos ondulatorios de la aleta dorsal. Las puestas se adhieren a la parte inferior de las piedras las cuales son seleccionadas por los machos entre aquellas de mayor tamaño. Las hembras fraccionan la freza en un periodo que abarca de dos a tres meses. En el río Matarraña (cuena del Ebro) la reproducción se alterna entre la primavera y el verano cuando en este río respectivamente se pueden originar riadas y sequías extremas. La reproducción de primavera la realizan los individuos de más edad la de verano los individuos más jóvenes. En Francia se reproduce entre los meses de junio y agosto mientras que en España lo hace entre los meses de abril a julio.



ESTADO DE CONSERVACIÓN

Categoría mundial UICN. No catalogada

Categoría para España. EN A1ace+B2abcd. (En Peligro)

Justificación de los criterios

Criterio A: Al ser una especie bentónica, de baja capacidad natatoria, adaptada a cauces medios y bajos de los ríos, ha sufrido una gran reducción de sus poblaciones por depredación de las especies exóticas introducidas en su hábitat durante los últimos años. Entre las especies depredadoras cabe destacar el perca americana (*Micropterus salmoides*), el lucio (*Esox lucius*) y el pez gato (*Ictalurus melas*). Algunos estudios recientes en las lagunas de Ruidera han confirmado la depredación del fraile por estas especies y el problema de conservación que supone para las poblaciones de *Salaria fluviatilis*. También la pérdida de hábitat producida por las obras hidráulicas y la contaminación por vertidos de la parte baja de la cuenca del Ebro han influido en su declive. La extracción de áridos de los cauces fluviales produce una reducción del tamaño medio de las piedras utilizadas para las puestas, disminuyendo la densidad de nidos y el número de huevos por nido. Se estima por datos históricos y observaciones directas que se ha reducido la población en al menos el 50% de su área de presencia y ocupación.

Criterio B: La extensión de su área de ocupación conocida es menor de 100 km². Las poblaciones se encuentran severamente fragmentadas sin actual intercambio genético entre ellas ni esperable en los próximos años y en un declive continuo, fácilmente observable por la reducción de su área de ocupación, extensión de su presencia, calidad de su hábitat y el número de localidades. Esta especie era conocida de numerosos lugares tanto del bajo Ebro, como del Segura, cuenca del Júcar y Guadiana donde la especie ha desaparecido. La alteración de su hábitat es fácilmente contrastable por el aumento de infraestructuras hidráulicas que lo han destruido de forma prácticamente irreversible.

Legislación nacional. Catalogada como de "Especial Interés" en el Anejo II del Real Decreto 439/90 por el que se regula el Catálogo Nacional de especies amenazadas.

Legislación autonómica. Catalogada como "En Peligro de Extinción" en el Anejo I del Catálogo regional de especies amenazadas de Extremadura, ley 8/1998 de 26 de junio. Catalogada como D en el Anejo II de las especies protegidas de fauna salvaje autóctona, ley 3/88 de protección de animales de Cataluña. Catalogada como "En Peligro de Extinción" en el Anejo del Catálogo de especies amenazadas de Aragón, Decreto 49/1995 de 28 de marzo. Catalogada como "En Peligro de Extinción" en el Catálogo regional de especies amenazadas de flora y fauna silvestre de la Rioja, Decreto 44/1998 de 10 de julio. Catalogada como "En Peligro de Extinción" en el Catálogo vasco de especies amenazadas de la fauna y flora silvestre y marina Decreto 167/1996, de 9 de julio.

Convenios internacionales. En el Anejo III del Convenio de Berna 82/72.

Directivas europeas. En el Anejo II de la Directiva de Hábitats.

Libros rojos. Figura como "En Peligro de Extinción" en el Libro Rojo de los Vertebrados de España (1992).

DISTRIBUCIÓN

España: vive en las cuencas de los ríos Ebro, Júcar, Bullen, Fluvía, Verde, y Guadiana. Habiendo desaparecido de la albufera de Valencia y probablemente del río Segura. Existe una cita en el río Guadalquivir que debe ser comprobada.

UE: vive en Francia, Grecia, Italia y en Portugal.

Mundo: tiene una distribución circumediterránea habiéndose encontrado además de en los países de la UE ya mencionados en: Albania, Argelia, Croacia, Israel, Marruecos, Turquía, y Yugoslavia.

FACTORES DE AMENAZA

Sobre la especie: la principal amenaza es la expansión de especies exóticas que depredan sobre los adultos y los nidos.

Sobre el hábitat: en la cuenca del Ebro se ha realizado un estudio que confirma que la extracción de grava de los ríos supone una de las principales causas del declive del fraile ya que se destruyen los lugares de freza. La contaminación por vertidos en los tramos bajos de los ríos donde habita esta especie ha sido también una de las causas de la reducción de sus poblaciones. Por último la explotación de los ríos para su uso agrícola, ha dado lugar a una profunda transformación de los cauces y de sus regímenes hidráulicos eliminándose el hábitat característico de esta especie.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

En primer lugar es necesaria la protección estricta del hábitat. Para ello es fundamental hacer estudios de impacto ambiental relacionados con la explotación de áridos. Otras medidas son la depuración de vertidos urbanos, prohibir la pesca de las especies exóticas con el fin de evitar su fomento y realizar programas de cría en cautividad. Debe figurar como «En Peligro de Extinción» en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas, Real Decreto 439/90.

ACCIONES REALIZADAS PARA SU CONSERVACIÓN

Se están realizando algunas iniciativas sobre reproducción en cautividad.

BIBLIOGRAFÍA

- Allardi J. & P. Keith. 1991. *Atlas préliminaire des poissons d'eau douce de France*. Coll. Patrimoines Naturels, vol. 4. Secrétariat Faune Flore, Muséum National d'Histoire Naturelle, Paris. 234 pp
- Almaça C. 1995. Freshwater fish and their conservation in Portugal. *Biological Conservation* 72:125-127
- Bath H. 1986. Blenniidae. p. 355-357. In J. Daget, J.-P. Gosse and D.F.E. Thys van den. Audenaerde (eds.) *Check-list of the freshwater fishes of Africa* (CLOFFA). ISBN, Brussels, MRAC, Tervuren; and ORSTOM, Paris. Vol. 2.
- Cataudella S. & M. V. Civitelli. 1975 Cytotaxonomical consideration of the genus *Blennius* (Pisces: Perciformes) *Experientia* 31(2):167-169
- Côte I., Vinyoles M., Reynolds D., Doadrio I. & A. Perdices. 1999. Potential impacts of gravel extraction on Spanish populations of river blennies *Salaria fluviatilis* (Pisces, Blenniidae). *Biological Conservation* 87(3): 359-367
- Delmastro G. B. & G. A. C. Balma. 1984. Conferma, mediante fotografia subacquea, della presenza di *Salaria fluviatilis* (Asso) ed altre specie ittiche nelle acque del fiume Ticino (Pisces: Osteichthyes). *Rivista Piemontese di Storia Naturale* 5: 165-169
- Doadrio I. 1989. *Catálogo de los peces de agua dulce del Museo Nacional de Ciencias Naturales*. Museo Nacional de Ciencias Naturales. C.S.I.C.
- Elvira B. 1995. Conservation status of endemic freshwater fish in Spain. *Biological Conservation* 72: 129-136
- Elvira B., Nicola G. G. & A. Almodovar. 1996. Pike and red swamp crayfish. A new case on predator-prey relationship between aliens in Central Spain. *Journal of Fish Biology* 48: 437-446
- Ferrito V. & C. Tigano 1996. Declive of *Aphanius fasciatus* (Cyprinodontidae) and *Salaria fluviatilis* (Blenniidae) populations in freshwaters of eastern Sicily. *Ichthyological Exploration of Freshwater* 7(2): 181-184
- Keith P., Allardi J. & B. Moutou. 1992. *Livre rouge des espèces menacées de poissons d'eau douce de France et bilan des introductions*. Museum National d'Histoire Naturelle. Secretariat de la Faune et de la Flore, Conseil Supérieur de la Pêche, CEMAGREF and Ministère de l'Environnement, 111 p.
- Nicola G., Almodovar A. & B. Elvira. 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
- Oliveira R. F., Almada V. C., Almeida A. J., Santos R. S. & E. J. Gonçalves. 1992. Checklist of the blennioid fishes (Teleostei, Blennioidei) occurring in Portuguese waters. *Arquipélago. Ciências da Natureza* 10: 23-37
- Psarras Th., Barbieri-Tseliki R. & A. N. Economou. 1997. First data on the feeding and biology of reproduction of *Salaria fluviatilis*. p. 261-264. *In Proc. 5th Natm. Symp. Oceanogr.* Fish. Kavala, Greece, 15-18
- Vinyoles D. 1993. *Biología i Ecología de Blennius fluviatilis (Pisces: Blenniidae) al riu Matarranya*. Tesis Doctoral. Universidad de Barcelona 266 pp
- Worst R. 1982. Susswasserschleimfisch, *Salaria fluviatilis*. *Aquarium* (Bornheim) 16(154) 1982: 189-192
- Zava B. & C. Violani. 1991. *Contributi alla conoscenza dell'ittiofauna delle acque interne siciliane. 1. Sulla presenza in Sicilia di Salaria fluviatilis (Asso, 1801) (Pisces, Blenniidae)*. Museo Regionale di Scienze Naturali Bolle

Herichthys facetum (Jenyns, 1842). Chanchito

ESPECIE
EXÓTICA

F. GÓMEZ CARLANA



DESCRIPCIÓN

Es un pez de talla media que no suele alcanzar los 30 cm de longitud total. Su cuerpo es alto. El maxilar es corto y no sobrepasa al margen anterior del ojo. El número de escamas en la línea lateral es de 26-28. La aleta dorsal presenta de 15 a 17 radios espinosos y de nueve a once radios blandos. La caudal es redondeada y los ejemplares adultos tienen seis-siete barras transversales oscuras. En la base de la aleta caudal hay una mancha oscura. El número de cromosomas es $2n=48$.

BIOLOGÍA Y ECOLOGÍA

Poblaciones estables en la cuenca baja del Guadiana.

Vive en charcas, y sitios con aguas tranquilas, resiste mejor las bajas temperaturas que otros cíclidos. Suelen ser bastante territoriales en época de reproducción.

Los huevos son depositados sobre piedras o madera y son cuidados por ambos padres.

DISTRIBUCIÓN

Vive en el norte de Argentina, Brasil, Paraguay y Uruguay. Fue introducido en el sur de la Península Ibérica supuestamente de forma accidental por acuariófilos. En Portugal se piensa que fue introducido desde Argentina en 1943 y en España se supone que fue introducido en los años 80 desde Portugal o Brasil. Hoy día cuenta con poblaciones estables en el sur de España en la cuenca del Guadiana. La resistencia de este cíclido a las bajas temperaturas del agua ha sido un factor esencial para su aclimatación en las aguas españolas.

CONSERVACIÓN

Su alto grado de territorialidad y su alimentación carnívora supone una amenaza para las especies autóctonas aunque por sus necesidades biológicas su capacidad de dispersión y extensión a otras áreas es muy pequeña.

TAXONOMÍA

Clase: Actinopterygii

Orden: Perciformes

Familia: Cichlidae

Sinonimias: *Herichthys facetum* (Jenyns, 1842). *Chromis facetus* Jenyns, 1842. *Cichlasoma facetum* (Jenyns, 1842). *Heros autochthon* Günther, 1862. *Heros jenynsii* Steindachner, 1869. *Heros acaroides* Hensel, 1870.

ESTADO DE CONSERVACIÓN

Categoría mundial UICN. No catalogada



BIBLIOGRAFÍA

- Ruiz V. H. R., Moyano H. Y. G. & M. S. M. Marchant. 1992. Aspectos biológicos del pez exótico *Ciclasoma facetum* (Jenyns, 1842) (Pisces, Cichlidae) en aguas dulces de Concepcion. *Boletín de la Sociedad de Biología de Concepcion* 63: 193-201
- Sineiro de Sprechmann A. M. 1978. Comportamiento parental en *Ciclasoma facetum* (Jenyns) (Pisces, Cichlidae). *Revista de Biología del Uruguay* 6(1): 31-38



F. GÓMEZ CARUANA

***Lepomis gibbosus* (Linnaeus, 1758). Pez Sol**ESPECIE
EXÓTICA

S. PEIRÓ

DESCRIPCIÓN

Pez de tamaño pequeño que no suele sobrepasar los 25 cm de longitud, aunque se conocen ejemplares de 40 cm y 630 g de peso. El cuerpo es aplanado lateralmente y con un colorido muy vistoso. Este presenta unas bandas azuladas que irradian de la cabeza hacia los flancos, una mancha negra y roja en el extremo posterior de los opérculos, y el vientre tiene tonalidades amarillo-rojizas. Aleta dorsal muy desarrollada, con dos partes diferentes, la anterior con radios espinosos y la posterior con radios blandos. El número de cromosomas es $2n=48$.

BIOLOGÍA Y ECOLOGÍA

Sus poblaciones se encuentran en expansión.

Habita lagunas y tramos de ríos con escasa profundidad, corriente lenta y densa vegetación acuática. Soporta bien la falta de oxígeno y las altas temperaturas. La mayor parte de los autores coinciden en afirmar que son voraces depredadores de invertebrados, huevos y pequeños peces. Sin embargo, los ejemplares menores de 10 cm capturados durante el período estival en la cuenca del Guadiana, mostraban una alimentación exclusivamente entomófaga (Díaz-Luna, 1990).

Frezan entre mayo y julio, en pequeños hoyos excavados en zonas de fondo arenoso o gravilla. Los machos vigilan la puesta (600-5.000 huevos por hembra) y los alevines.

DISTRIBUCIÓN

Nativo del noreste de Norteamérica, desde New Brunswick en Canadá a Carolina del Sur. Su distribución actual comprende diversos países de América, África y Europa, constituyendo en algunos países europeos una plaga que ocasiona regresiones en otras poblaciones de peces autóctonos. En España se cree que fue introducido a principios del siglo XX desde USA, pero en localidades muy controladas no siendo hasta la década de los 80 cuando se empiezan a introducir de forma indiscriminada. En la Península Ibérica se ha citado en el lago de Bañolas y algunos ríos próximos, y en las cuencas de los ríos Duero, Tajo, Sado y Guadiana (De Lope & de la Cruz, 1985; Sostoa *et al.*, 1987; Hernández *et al.*, 1989 y Díaz-Luna, 1990). El proceso expansivo se ha producido como consecuencia de las sueltas incontroladas efectuadas por particulares (Sostoa *et al.*, 1987; Hernández *et al.*, 1989; Díaz-Luna, 1990). En la actualidad se extiende por casi todas las cuencas fluviales.

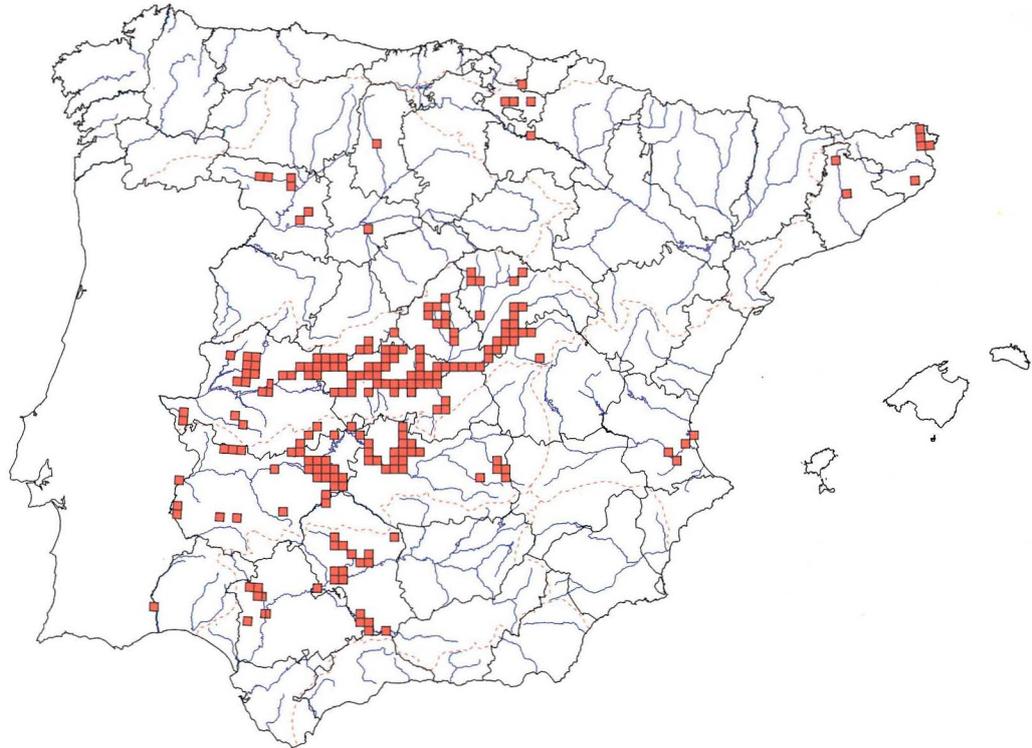
TAXONOMÍA

Clase: Actinopterygii

Orden: Perciformes

Familia: Centrarchidae

Sinonimias: *Perca gibbosa* Linnaeus, 1758. *Eupomotis gibbosus* (Linnaeus, 1758). *Lepomus gibbosus* (Linnaeus, 1758). *Pomotis vulgaris* Cuvier, 1829.

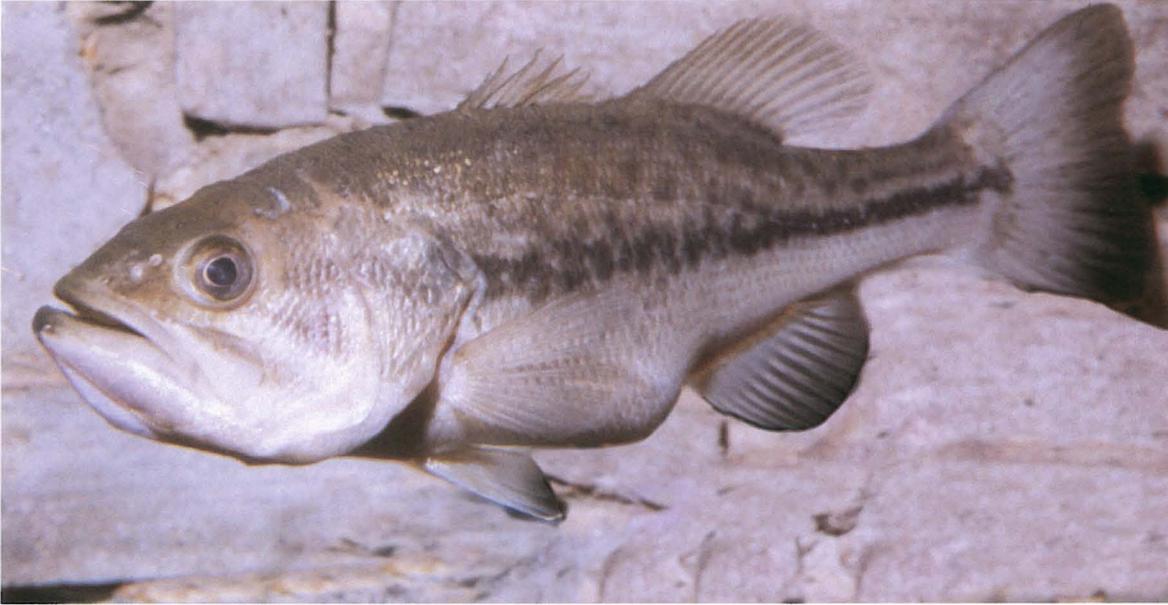


CONSERVACIÓN

Por su gran adaptación a vivir en charcas y zonas de escasa profundidad y sus hábitos alimenticios constituye uno de los más serios problemas de conservación a los que se enfrenta nuestra ictiofauna autóctona. Catalogada como «No Amenazada» (NA) en la Lista Roja de los Vertebrados de España (ICONA, 1986).

BIBLIOGRAFÍA

- Deacon L. I. & J. A. Keast. 1987. Patterns of reproduction in two populations of pumpkinseed sunfish, *Lepomis gibbosus*, with differing food resources. *Environmental Biology of Fishes* 19(4): 281-296
- Godinho F. N. & M. T. Ferreira. 1998. Spatial variation in diet composition of pumpkinseed sunfish, *Lepomis gibbosus*, and largemouth bass, *Micropterus salmoides*, from a Portuguese stream. *Folia Zoologica* 47(3): 205-213
- Lope-Rebollo F. & C. de la Cruz Solis. 1985. *Lepomis gibbosus* L. (Perciformes, Centrarchidae) nueva especie en la ictiofauna del Guadiana Doñana, *Acta Vertebrata* 12(1): 165
- Neophitou C. & A. J. Giapis. 1994. A study of the biology of pumpkinseed (*Lepomis gibbosus* (L.)) in Lake Kerkini (Greece). *Journal of Applied Ichthyology* 10(2-3): 123-133
- Nunes-Godinho F., Ferreira M. T. & R. V. Cortes. 1997. The environmental basis of diet variation in pumpkinseed sunfish, *Lepomis gibbosus*, and largemouth bass, *Micropterus salmoides*, along an Iberian river basin. *Environmental Biology of Fishes* 50(1): 105-115
- Popiel S. A., Perez Fuentetaja A. McQueen D. J. & N. C. Collins 1996. Determinants of nesting success in the pumpkinseed (*Lepomis gibbosus*): a comparison of two populations under different risks from predation. *Copeia* (3) 1: 649-656
- Rodríguez Jiménez A. J. 1989. Hábitos alimenticios de *Micropterus salmoides* (Pisces: Centrarchidae), *Lepomis gibbosus* (Pisces: Centrarchidae) y *Gambusia affinis* (Pisces: Poeciliidae) en las orillas del embalse de Proserpina (Extremadura, España). *Limnetica* 5: 13-20
- Sostoa A., Lobón-Cerviá J., Fernández-Colomé V. F. J. Sostoa. 1987. La distribución del Pez Sol (*Lepomis gibbosus* L.) en la Península Ibérica. *Doñana, Acta Vertebrata* 14: 121-123

***Micropterus salmoides* (Lacépède, 1802). Perca americana**ESPECIE
EXÓTICA

S. PEIRO

DESCRIPCIÓN

Alcanza unos 30-40 cm, aunque pueden incluso superar estos tamaños, conociéndose ejemplares de 97 cm y 10 kg de peso. La edad máxima conocida es de 11 años. Cuerpo de color verdoso, comprimido lateralmente y con una aleta dorsal muy desarrollada y dividida en dos partes diferentes: la anterior con radios espinosos y la posterior con radios blandos. Boca bastante grande y con dientes en las mandíbulas y en la lengua. El opérculo termina en una fuerte espina. Tiene entre 60 y 68 escamas en la línea lateral. El número de cromosomas es $2n=46$.

BIOLOGÍA Y ECOLOGÍA

Poblaciones estables, en la actualidad son pocas las repoblaciones realizadas con esta especie.

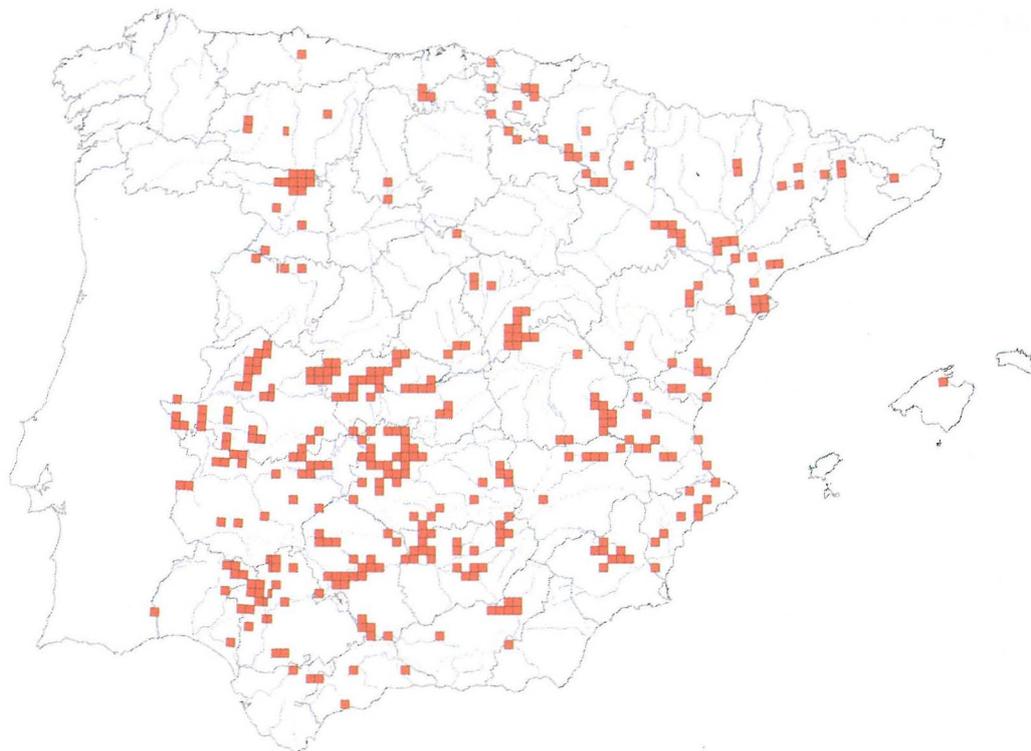
Pez sedentario que muestra preferencia por aguas relativamente cálidas y claras, con vegetación abundante y escasa corriente. Tiene una dieta compuesta por invertebrados, anfibios y peces, más ictiófaga a medida que alcanza tamaños mayores (Sánchez-Isarria *et al.*, 1989b), si bien no desdeña otros vertebrados ribereños (algunos micromamíferos y reptiles) (Zavala, 1983). No se alimenta durante el periodo reproductivo así como cuando el agua baja de los 5°C o supera los 37°C.

La puesta tiene lugar entre finales de la primavera y principios del verano, eligiendo zonas poco profundas, ricas en vegetación, con fondo arenoso o de grava. Los machos excavan un pequeño agujero que defienden hasta después de la eclosión. Cada hembra puede poner hasta 10.000-11.000 huevos.

DISTRIBUCIÓN

Nativo del este y sur de los Estados Unidos y del norte de Méjico, ha sido introducido (dado su interés como pez deportivo) en más de cincuenta países de todos los continentes. Introducido en España desde 1955 con fines deportivos, se ha aclimatado bien en la mayoría de los embalses y tramos lentos de nuestros ríos más caudalosos, quedando únicamente excluido de la parte noroccidental de la Península Ibérica.

TAXONOMÍA**Clase:** Actinopterygii**Orden:** Perciformes**Familia:** Centrarchidae**Sinonimias:** *Labrus salmoides* Lacépède, 1802. *Micropterus salmoides* (Lacépède, 1802). *Huro salmoides* (Lacépède, 1802). *Aplites salmoides* (Lacépède, 1802). *Perca nigricans* (Cuvier, 1828). *Huro nigricans* Cuvier, 1828. *Grystes megastoma* Garlick, 1857.



CONSERVACIÓN

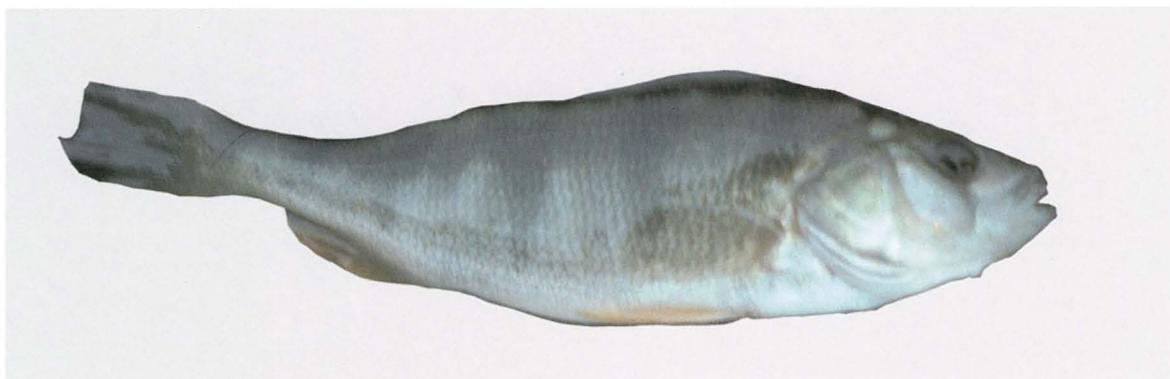
La presencia de esta especie desde antiguo en nuestros ríos y su carácter piscívoro ha supuesto una reducción de las poblaciones autóctonas de ciprínidos. En la Lista Roja de los Vertebrados de España (Icona, 1986) se considera como especie «No Amenazada» (NA).

BIBLIOGRAFÍA

- Godinho F. N. & M. T. Ferreira 1994. Diet composition of largemouth black bass, *Micropterus salmoides* (Lacepede), in southern Portuguese reservoirs: its relation to habitat characteristics. *Fisheries Management and Ecology* 1(2): 129-137
- Godinho F. N. & M. T. Ferreira. 1998. Spatial variation in diet composition of pumpkinseed sunfish, *Lepomis gibbosus*, and largemouth bass, *Micropterus salmoides*, from a Portuguese stream. *Folia Zoologica* 47(3): 205-213
- Nicola G. G., Almodovar A. & B. Elvira. 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
- Rodríguez-Jiménez A. J. 1989. Hábitos alimenticios de *Micropterus salmoides* (Pisces: Centrarchidae), *Lepomis gibbosus* (Pisces: Centrarchidae) y *Gambusia affinis* (Pisces: Poeciliidae) en las orillas del embalse de Proserpina (Extremadura, España). *Limnetica* 5: 13-20

***Perca fluviatilis* Linnaeus, 1758. Perca de río**

F. DOADRIO



DESCRIPCIÓN

Es una especie de talla media, los adultos suelen tener tallas comprendidas entre los 20 y 30 cm de longitud total, aunque se conocen individuos que alcanzan los 50 cm y 4,5 kg de peso. El cuerpo es relativamente alto y comprimido lateralmente. Presenta dos aletas dorsal la primera con 13-15 radios espinosos y la segunda con 13-14 radios blandos. Las escamas son pequeñas y su número en la línea lateral es de 57-62. La boca grande y con dientes el maxilar es largo y su borde posterior se sitúa a la misma altura que el ojo. El opérculo es grande y se alarga considerablemente en su porción posterior. El pedúnculo caudal es estrecho. La coloración general es verdosa con el dorso mas oscuro y de cinco a nueve barras oscuras transversales pero que no alcanzan el vientre. La parte posterior de la primera aleta dorsal presenta una mancha negra. El número de cromosomas es variable y hay descritos números $2n=44, 48, 54, 56$.

BIOLOGÍA Y ECOLOGÍA

De reciente introducción se desconoce la evolución de sus poblaciones.

Vive en grandes ríos, lagos y embalses con fondos arcillosos o limosos donde suele permanecer inmóvil refugiado en la vegetación. Prefiere aguas turbias y se encuentra a menos de 1.000 m de altura sobre el nivel del mar. Los juveniles se alimentan de zooplancton mientras que los adultos lo hacen principalmente sobre otros peces.

Se reproduce cuando la temperatura desciende a los 7-8°C, en España normalmente entre los meses de marzo-mayo. La madurez sexual la alcanzan los machos a los dos años y las hembras a los tres. Una hembra puede poner de 12.000 a 300.000 huevos de 2-2,5 mm de diámetro, en aguas someras y en grandes cordones sobre las plantas. Los juveniles nacen aproximadamente a los 18 días. Al final del primer año los jóvenes miden 10 cm y al final del segundo 17 cm.

DISTRIBUCIÓN

Vive de forma natural en toda Europa y Siberia hasta el río Kolyma falta de forma natural en la Península Ibérica y en la mayor parte de Grecia e Italia así como en el norte de Escocia y Noruega. Se conoce su introducción artificial en ocho países. En España ha sido introducida como especie de pesca deportiva de forma ilegal en la década de los noventa.

TAXONOMÍA

Clase: Actinopterygii

Orden: Perciformes

Familia: Percidae

Sinonimias: *Perca fluviatilis* Linnaeus, 1758. *Perca vulgaris* Schaeffer, 1761. *Perca vulgaris* Schrank, 1792. *Perca italica* Cuvier, 1828. *Perca vulgaris* Fitzinger, 1832. *Perca vulgaris aurata* Fitzinger, 1832. *Perca fluviatilis nigrescens* Heckel, 1837. *Perca helvetica* Gronow, 1854. *Perca fluviatilis aurea* Smitt, 1892. *Perca fluviatilis gibba* Smitt, 1892. *Perca fluviatilis maculata* Smitt, 1892. *Perca fluviatilis macedonica* Karaman, 1924. *Perca fluviatilis phragmiteti* Berg, 1933. *Perca fluviatilis gracilis* Pokrovsky, 1951. *Perca fluviatilis zaisanica* Dianov, 1955. *Perca fluviatilis intermedius* Svetovidov & Dorofeyeva, 1963.

ESTADO DE CONSERVACIÓN

Categoría mundial IUCN. No catalogada



CONSERVACIÓN

Al ser una especie altamente especializada en el consumo de peces supone una grave amenaza para la ictiofauna autóctona.

BIBLIOGRAFÍA

- Burrough R. J. & C. R. Kennedy 1978. Interaction between perch (*Perca fluviatilis*), and brown trout (*Salmo trutta*). *Journal of Fish Biology* 13(2): 225-230
- Craig J. F. & C. Kipling. 1983. Reproduction effort versus the environment; case histories of Windermere perch, *Perca fluviatilis* L., and pike, *Esox lucius* L. *Journal of Fish Biology* 22(6): 713-727
- Flesch A., Masson G. & J. C. Moreteau. 1995. Temporal distribution of perch (*Perca fluviatilis* L.) in a lake reservoir (Moseille, France): analysis of catches with vertical gill nets. *Hydrobiologia* 300-301: 335-343
- Gillet C. & J. P. Dubois 1995. A survey of the spawning of perch (*Perca fluviatilis*), pike (*Esox lucius*), and roach (*Rutilus rutilus*), using artificial spawning substrates in lakes. *Hydrobiologia* 300-301: 409-415
- Kogan A. V., Nekrasova. N. P. & I. K. Popova. 1980. The feeding peculiarities of young roach *Rutilus rutilus* (L.) and perch *Perca fluviatilis* (L.) during their downstream migration. *Voprosy Ikhtiologii* 20(3): 508-516
- Refseth U. H., Nesbo C. L., Stacy J. E., Vollestad L. A., Fjeld E. & K. S. Jakobsen. 1998. Genetic evidence for different migration routes of freshwater fish into Norway revealed by analysis of current perch (*Perca fluviatilis*) populations in Scandinavia. *Molecular Ecology* 7(8): 1015-1027
- Shikhshabekov M. M. 1978. Sexual cycles of catfish *Silurus glanis* L., pike *Esox lucius* L. perch *Perca fluviatilis* L. and pike-perch *Lucioperca lucioperca* (L.). *Voprosy Ikhtiologii* 18(3): 507-518
- Treasurer J. W. 1981. Some aspects of the reproductive biology of perch *Perca fluviatilis* L. Fecundity, maturation and spawning behaviour. *Journal of Fish Biology* 18(6): 729-740
- Treasurer J. W. 1993. The population biology of perch, *Perca fluviatilis* L., in simple fish communities with no top piscivore. *Ecology of Freshwater Fish* 2(1): 16-22

***Sander lucioperca* (Linnaeus, 1758). Lucioperca**ESPECIE
EXÓTICA

MARCOS VALLEJO

**DESCRIPCIÓN**

Es un pez de tamaño grande cuyos ejemplares adultos suelen medir entre 40 y 70 cm con un peso de 1-2 kg, conociéndose ejemplares de hasta 1,3 m de longitud total y 12-15 kg de peso. La edad mayor citada en la literatura es de 16 años. Cuerpo alargado con cabeza grande armada de fuertes dientes y maxilar largo. Presenta dos aletas dorsales la primera con 13-15 radios espinosos y la segunda con 19-23 radios blandos. La aleta anal es larga con 11-13 radios blandos. Las escamas son pequeñas y su número es de 80-95. El dorso es verdoso con 8-12 bandas transversales. El número de cromosomas es $2n=48$.

BIOLOGÍA Y ECOLOGÍA

Introducida recientemente es una de las especies de moda entre los pescadores encontrándose en plena expansión.

Vive en aguas profundas y tranquilas, con fondos rocosos y aguas turbias. Normalmente viven en la columna de agua entre 3-5. Los jóvenes se alimentan de crustáceos y los adultos exclusivamente de peces.

En primavera realizan migraciones aguas arriba, la reproducción se realiza sobre grandes piedras cuando la temperatura alcanza los 11°C y con corrientes próximas a 1,5 m/sec. Después de realizar la puesta descienden río abajo para permanecer durante dos semanas en pozos profundos. Los machos suelen vigilar los huevos. Después de la reproducción algunas hembras mueren. Alcanzan la madurez sexual entre los tres y cuatro años de edad con 25 cm de longitud.

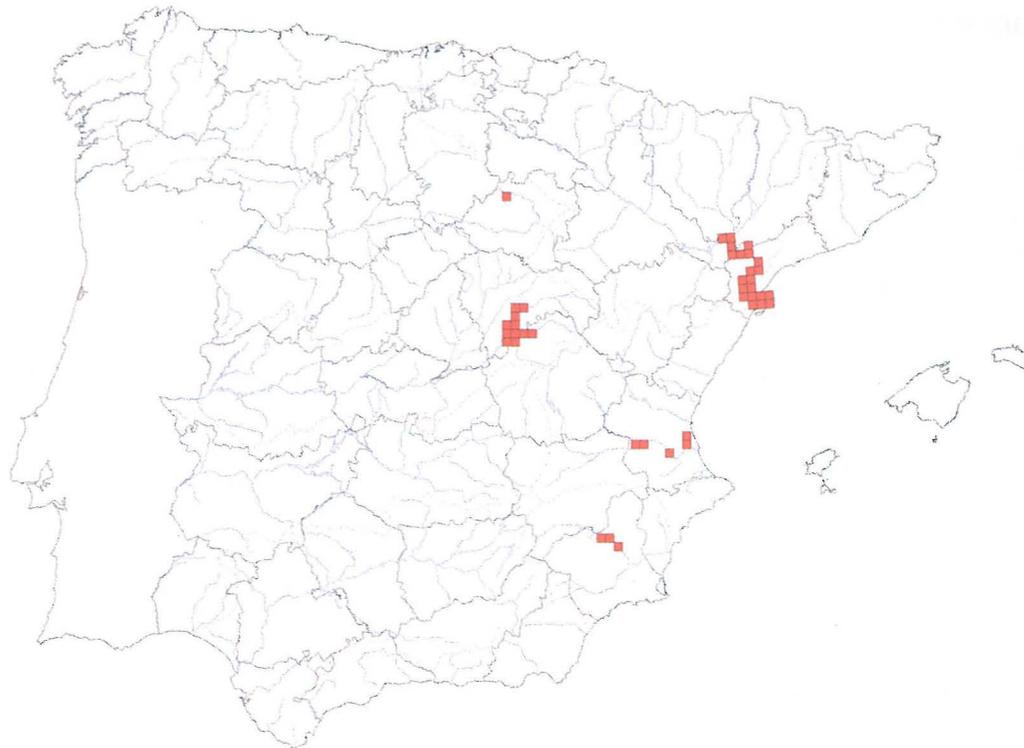
DISTRIBUCIÓN

Se distribuye desde el centro y este de Europa hasta el oeste de Asia, estando presente también en Suecia y Finlandia. Ha sido introducida en al menos 14 países de África, Asia y Norte América. En España lo fue en los años 90 de forma ilegal para pesca deportiva.

CONSERVACIÓN

Una de las especies de moda entre los aficionados a la pesca, ha sido introducida ilegalmente en las aguas españolas. Su alta especialización en el consumo de peces la hace una amenaza de primera magnitud para la fauna autóctona española.

TAXONOMÍA**Clase:** Actinopterygii**Orden:** Perciformes**Familia:** Percidae**Sinonimias:** *Sander Lucioperca* (Linnaeus, 1758). *Perca Lucioperca* Linnaeus, 1758. *Stizostedion lucioperca* (Linnaeus, 1758). *Lucioperca Lucioperca* (Linnaeus, 1758). *Centropomus sandat* Lacepède, 1802. *Lucioperca sandra* Cuvier, 1828. *Lucioperca linnei* Malm, 1877.**ESTADO DE CONSERVACIÓN****Categoría mundial UICN.** No catalogada



BIBLIOGRAFÍA

- Brabrand A. & B. Faafeng. 1993. Habitat shift in roach (*Rutilus rutilus*) induced by pikeperch (*Stizostedion lucioperca*) introduction: predation risk versus pelagic behaviour. *Oecologia (Heidelberg)* 95(1): 38-46
- Shikhshabekov M. M. 1978. Sexual cycles of catfish *Silurus glanis* L., pike *Esox lucius* L. perch *Perca fluviatilis* L. and pikeperch *Lucioperca lucioperca* (L.). *Voprosy Ikhtiologii* 18(3): 507-518

Syngnathus abaster Risso, 1827. Aguja de río

Catalán: Agulla de riu.

ESPECIE
AUTÓCTONA

A. DE SOTA Y X. FERRER



DESCRIPCIÓN

Es una especie de pequeño tamaño que no alcanza los 20 cm de longitud total. De la misma familia que los populares caballitos de mar, la aguja de río presenta un aspecto parecido con el rostro en forma tubular y el cuerpo recubierto de placas articuladas. Las aletas son pequeñas, careciendo de las pelvianas. El cuerpo es extraordinariamente fino y alargado especialmente la región del pedúnculo caudal el cual acaba en una aleta en forma de abanico. El número de anillos corporales es de 49 a 54 siendo de 14 a 19 preanales, 6 a 10 debajo de la dorsal y 16 a 22 sobre la bolsa incubadora. La aleta dorsal tiene de 28 a 32 radios, la aleta anal 3, la pectoral de 13 a 14 y la caudal de 9 a 10. El ojo está comprendido 1,5 veces en el espacio preorbital.

BIOLOGÍA Y ECOLOGÍA

Las únicas poblaciones de agua dulce conocidas en España habitan los ríos del mediterráneo.

Es una especie eurihalina que puede vivir en aguas dulces o marinas. En las aguas dulces viven en arroyos, canales etc. con abundante vegetación sumergida, poca corriente y aguas claras y oxigenadas, con una temperatura de 8 a 24° C. Los fondos compuestos por arenas o limos. Es omnívora pero se alimenta principalmente de pequeños crustáceos acuáticos.

La reproducción tiene lugar entre mayo y junio y es muy parecida a los caballitos de mar presentan una parada nupcial en la cual las hembras transfieren los óvulos a la bolsa incubadora de los machos. Transcurridas de cinco a siete semanas nacen las crías.

DISTRIBUCIÓN

España: sólo en pequeños arroyos y canales de los ríos de la vertiente mediterránea.

UE: está presente en Francia, Grecia, Italia y Portugal,

Mundo: mar mediterráneo y Mar Negro en el atlántico desde el estrecho de Gibraltar hasta el golfo de Vizcaya. Introducida artificialmente en Rusia

TAXONOMÍA

Clase: Actinopterygii

Orden: Syngnathiformes

Familia: Syngnathidae

Sinonimias: *Syngnathus ethon* Risso, 1827. *Syngnathus agassiz* Michahelles, 1829. *Syngnathus agassizii* Michahelles, 1829. *Syngnathus caspius* Eichwald, 1831. *Syngnathus nigrolineatus* Eichwald, 1831. *Syngnathus bucculentus* Rathke, 1837. *Syngnathus anguisigola* Nardo, 1847. *Syngnathus flavescens* Kaup, 1856. *Syngnathus algeriensis* Günther, 1870. *Syngnathus microchirus* Moreau, 1891. *Syngnathus abaster ganzirriensis* D'Ancona, 1934. *Syngnathus abaster ganzirriensis* D'Ancona, 1934. *Syngnathus nigrolineatus maeoticus* Stalstenenko, 1938. *Syngnathus ethon aeolicus* Di Caporiacco, 1948.



ESTADO DE CONSERVACIÓN

Categoría mundial UICN. DD

Categoría UICN propuesta. LR/nt. (Bajo Riesgo-No Amenazada)

Justificación de los criterios. El área de ocupación actual en agua dulce es menor de 30 km² restringida a las desembocaduras de los ríos y lagunas litorales. La desecación de las zonas húmedas en que vivía y el aumento de los vertidos urbanos, agrícolas e industriales han disminuido la calidad de su hábitat. Existen reclutamientos marinos por lo que las poblaciones son todavía abundantes, aunque en declive.

Convenios internacionales. En el Anejo III del Convenio de Berna 82/72.

FACTORES DE AMENAZA

Sobre el hábitat: es una especie muy exigente en cuanto a la calidad de las aguas por lo que es muy afectada por los vertidos urbanos, industriales y agrícolas. La desaparición en los ríos de las fanerógamas acuáticas, por contaminación y aumento de turbidez de las aguas así como cementación de las acequias y canales de riego es una de las principales causas de la desaparición de esta especie.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

Control de los vertidos y depuración de los mismos. Corregir adecuadamente los impactos derivados de las infraestructuras hidráulicas.

ACCIONES REALIZADAS PARA SU CONSERVACIÓN

Ninguna.

BIBLIOGRAFÍA

- Carcupino M., Baldacci A., Mazzini M. & P. Franzoi. 1997. Morphological organization of the male brood pouch epithelium of *Syngnathus abaster* Risso (Teleostea, Syngnathidae) before, during, and after egg incubation. *Tissue & Cell* 29(1): 21-30
- Tomasini J. A., Quignard J. P., Capape C. & J. L. Bouchereau. 1991. Facteurs du succes reproductif de *Syngnathus abaster* Risso, 1826 (Pisces, Teleostei, Syngnathidae) en milieu lagunaire mediterraneen (lagune de Mauguio, France). *Acta Vertebrata Oecologica* 12(3): 331-355

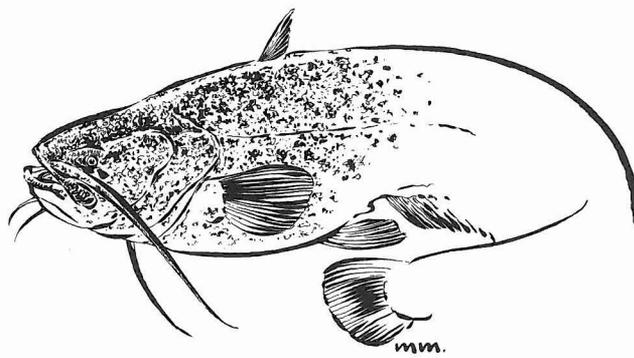


A. DE SOSTOA

Peces Exóticos Introducidos en España

Benigno Elvira

Departamento de Biología Animal I. Universidad Complutense de Madrid





Los peces fluviales autóctonos de España se encuentran amenazados por la introducción de numerosas especies exóticas. Muchas de las especies aclimatadas tienen distribuciones locales, pero algunas de ellas rápidamente han colonizado amplias áreas. A pesar de que muchas introducciones fueron realizadas por la Administración (fundamentalmente para la pesca deportiva), no se han realizado suficientes estudios de impacto ambiental de tales prácticas. El conocimiento preciso de estos impactos debería constituir la base para prevenir futuras introducciones y para establecer metodologías de control de las especies invasoras ya aclimatadas.

El problema de las introducciones

Las invasiones de flora y fauna provocadas por el hombre han causado graves alteraciones en los ecosistemas nativos de todo el mundo (Rainbow, 1998, Williamson, 1999, Elton, 2000, Money y Hobbs, 2000). De esta forma, la introducción de especies alóctonas junto con la pérdida de hábitats naturales son las principales responsables de las extinciones conocidas de especies animales en los últimos siglos. En particular, los sistemas acuáticos alterados por actividades humanas parecen ser especialmente vulnerables a estas invasiones (Welcomme, 1992; Moyle y Light, 1996; Claudi y Leach, 1999).

Los poderes públicos han percibido este problema, y así, la Ley 4/1989 de 27 de marzo, de Conservación de los Espacios Naturales y de la Flora y Fauna Silvestres, en su título IV, artículo 27, apartado b, establece la obligación de "Evitar la introducción y proliferación de especies, subespecies o razas geográficas distintas a las autóctonas, en la medida que puedan competir con éstas, alterar su pureza genética o los equilibrios ecológicos". Las legislaciones autonómicas de conservación se han hecho eco de esta norma estatal y establecen asimismo la prohibición de introducir especies exóticas en sus respectivos territorios.

A escala europea, la Directiva 92/43/CEE, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres (Directiva de Hábitats), establece que los Estados miembros "garantizarán que la introducción intencionada en la naturaleza de una especie que no sea autóctona de su territorio se regule de modo que no perjudique a la fauna y flora silvestres autóctonas ni a sus hábitats naturales en su zona de distribución natural y, si lo consideraren necesario, prohibirán dicha introducción". Igualmente, el Convenio sobre Diversidad Biológica, formulado en Río de Janeiro en 1992, establece que cada parte firmante "impedirá que se introduzcan, controlará o erradicará las especies exóticas que amenacen a ecosistemas, hábitats o especies".

Las introducciones de peces fluviales son una de las principales causas de amenaza para la supervivencia e integridad genética de las especies nativas de peces en todo el mundo (Bruton, 1995; Moyle 1997; Cowx, 1998). Moyle *et al.* (1987) denominaron a este impacto "efecto Frankenstein", ya que las consecuencias que las introducciones (aún las bien intencionadas) producen en el medio suelen ser negativas y difícilmente predecibles. Desde un punto de vista utilitario, la introducción de peces exóticos también se considera absolutamente desaconsejada. Los posibles beneficios a obtener (pesca, acuicultura extensiva, control de la vegetación) no compensan las presumibles pérdidas de biodiversidad en el ecosistema (Moyle y Moyle, 1995; Cowx, 1997).

El problema tiene amplias repercusiones a escala global (Lever 1996), pero se conoce aún de manera muy distinta según las regiones. En Estados Unidos se sabe que al menos 71 especies de peces exóticos se han aclimatado (Nico y Fuller, 1999); mientras que en Europa la amenaza parece más limitada, ya que sólo se registran 28 especies exóticas (Welcomme, 1991; Kottelat, 1997). Como consecuencia de este y otros impactos se sabe que en América del Norte en los últimos cien años se han extinguido al menos 40 especies de peces (Miller *et al.*, 1989); mientras que en Europa sólo se conoce la extinción reciente de 12 especies endémicas (Kottelat, 1997). Como ejemplo concreto del impacto de las especies exóticas se puede citar el de dos especies de ciprínidos endémicos de Anatolia, *Phoxinellus bandlirschi* y *Phoxinellus egridiri*, que se encuentran al borde de la extinción a causa de la introducción de la lucioperca *Sander lucioperca* (Crivelli, 1995-1996; Maitland y Crivelli, 1996).

En España la aclimatación de peces exóticos se halla entre los principales factores de amenaza que actúan negativamente sobre la supervivencia de las especies de peces fluviales autóctonos (Elvira 1990, 1995a, 1995b, 1995c, 1996, 1997a, 1997b, 1998a, 1998b, 2000).

Especies exóticas introducidas en España

Al menos 25 especies de peces han sido introducidas con éxito en las aguas continentales de España (tabla 1). El dato es estremecedor cuando se compara con las seis especies exóticas incluidas por Lozano-Rey (1935) en su obra sobre los peces fluviales de España. En los países limítrofes el número de especies actualmente aclimatadas es similar al caso español, pero proporcional al tamaño de sus respectivos territorios; de forma que en Portugal se citan 12 especies exóticas de peces (Almaça, 1995) y 27 en Francia (Keith y Allardi, 1997; Persat y Keith, 1997).

Muchas de las especies de peces exóticos se hallan en España desde hace muy poco tiempo. Así, sólo desde los años noventa se encuentra en la cuenca del Duero el salmón plateado *Oncorhynchus kisutch*, a donde ha llegado procedente de escapes de una piscifactoría (González-Fernández, 1999). Entre las especies aclimatadas recientemente se encuentra la brema blanca *Abramis bjoerkna*, citada en la cuenca del Ebro desde 1995. Otras dos especies exóticas se encuentran en España desde 1995: el esturión siberiano *Acipenser baerii*, en las cuencas del Ebro, Duero, Guadalquivir (Elvira y Almodóvar, 1997, 1999) y Júcar, y el pez gato moteado *Ictalurus punctatus*, en la cuenca del Ebro. Ambas especies se han capturado localmente y en bajo número, y su eventual persistencia es dudosa, pero posible. La última especie aclimatada parece ser el fartet oriental *Aphanius fasciatus*, citada en el delta del Ebro desde 1997. Los pescadores deportivos detectaron por primera vez en 1997 la presencia de esturiones autóctonos en la subcuenca del Genil. En este caso la especie no ha podido ser determinada, pero en una piscifactoría próxima se cultivan esturión siberiano *Acipenser baerii*, esturión del Adriático *Acipenser naccarii* y sus híbridos *A. naccarii* x *A. baerii*.

Algunas introducciones parecen haber fracasado. Por ejemplo, en la provincia de Almería se llevó a cabo en la década de las noventa un estudio piloto con la carpa herbívora *Ctenopharyngodon idella*, para controlar la vegetación sumergida en depósitos y canales de agua para riego, pero su posible supervivencia actual se desconoce. Asimismo, en 1996 se encontró un ejemplar de óscar tigre *Astronotus ocellatus*, en el río Guadalquivir. Esta especie de cíclido procedente de Sudamérica, se utiliza comúnmente en acuariofilia y su persistencia en nuestros ríos también parece improbable. Desde 1997 se han encontrado en diversos puntos de España ejemplares aislados de piraña *Pygocentrus nattereri*, cuya aclimatación en la península Ibérica también parece improbable.

Para culminar estos despropósitos, cuando se redactan estas líneas cunde la alarma por la posible llegada a nuestras aguas de un pez perciforme depredador procedente de Australia denominado barramundi. Con este nombre se conoce a *Lates calcarifer*, especie que alcanza hasta 2 m y 60 kg, un pariente próximo de la perca del Nilo *Lates niloticus*, que ha causado numerosas extinciones de peces nativos tras su introducción en los grandes lagos centroafricanos. Confiemos en que su llegada y aclimatación no se produzcan.

En las islas Canarias, con un clima más favorable a las especies tropicales y subtropicales, parecen haberse aclimatado bien peces como la gambusia *Gambusia holbrooki* y el gupi *Poecilia reticulata*. Además, en 1998 se encontraron dos especies de cíclidos *Melanochromis auratus* y *Tilapia sp.* en el embalse de Guía, Gran Canaria.

Origen de las introducciones

La mayor parte de las especies exóticas fue importada en España durante el siglo XX y fundamentalmente con intereses para la pesca deportiva (Elvira, 1995a). Asimismo, el número de especies introducidas muestra una tasa de incremento de tipo exponencial (Elvira, 1995a). Por otra parte, Elvira (1995b) describe la dispersión de los peces exóticos en las diferentes cuencas hidrográficas, de forma que en las últimas décadas el número de especies aclimatadas se ha incrementado notablemente. Así, entre 1952 y 1992 se aclimataron entre una (cuenca del Norte) y nueve (cuenca del Ebro) especies exóticas nuevas, con una media de 4.8 especies exóticas nuevas aclimatadas para el total de cuencas. En las grandes cuencas peninsulares la proporción de especies nativas frente a las exóticas varía entre el 71% en Galicia (la región menos alterada) y sólo el 41% en el Duero (la cuenca más modificada); mientras que la media nacional por cuencas de este índice de integridad sería del 63% (Elvira 1995b).

El origen de las introducciones es variado (Elvira, 1995a); inicialmente predominaron las introducciones oficiales, mientras que los particulares son responsables de la aclimatación de diversas especies en época reciente. Se debe recordar que las últimas introducciones de nuevas especies con carácter oficial fueron las del lucio *Esox lucius* en 1949, el blacbás *Micropterus salmoides* en 1955 y el huchón o salmón del Danubio *Hucho hucho* en 1968. Es decir, en los últimos 30 años las nuevas especies han llegado de la mano de particulares.

La acuariofilia y la acuicultura son grandes factores de riesgo que favorecen la llegada de especies exóticas (Beveridge *et al.*, 1994). Se estima, por ejemplo, que más del 30% de las introducciones de peces en las aguas continentales de Europa proceden de la acuicultura (Holcík, 1991).

Otro factor de riesgo para los intercambios de fauna son las conexiones artificiales entre grandes cuencas (Balon *et al.*, 1986). En España se carece de grandes conexiones entre cuencas (aunque algunas de presumible gran impacto están en proyecto), pero la única de importancia, el trasvase Tajo-Segura, aparece ya como responsable de la llegada del pez rojo *Carassius auratus*, del gobio *Gobio gobio*, y de la boga del Tajo *Chondrostoma polylepis* a la cuenca del Segura; de la boga del Tajo *Chondrostoma polylepis* y del calandino *Squalius alburnoides* a la del Júcar, y de la bermejuela "*Chondrostoma*" *arcasii* a la del Guadiana.

Afortunadamente, por el momento los movimientos artificiales de fauna autóctona entre cuencas son todavía limitados en España (Elvira, 1995b). Además de los ya mencionados producidos por los trasvases, se conocen algunos otros casos de translocaciones faunísticas de diferente origen. Así, por ejemplo, el piscardo *Phoxinus phoxinus* ha sido dispersado en el norte de España y en la cuenca del Duero, el lobo de río *Barbatula barbatula* en la cuenca del Duero, la colmilleja *Cobitis paludica* en las cuencas del Duero y del Nalón, y la madrilla *Chondrostoma miegii* en la cuenca del Tajo.

Impacto de los peces aclimatados

Los peces introducidos compiten por el espacio y el alimento, depredan o se hibridan con los autóctonos, introducen parásitos y enfermedades, alteran los procesos ecológicos y reducen la calidad ambiental.

Algunos peces exóticos son competidores de las especies autóctonas. Por ejemplo, la gambusia *Gambusia holbrooki*, el fúndulo *Fundulus heteroclitus* y el fartet oriental *Aphanius fasciatus* son eventuales competidores del fartet *Aphanius iberus* y del samaruc *Valencia hispanica*. Todavía se dispone de pocos datos científicos de tales hechos, pero las especies exóticas son cada vez más comunes y abundantes en diversas áreas, mientras que los dos endemismos se encuentran en grave peligro de extinción. Por otra parte, en la cuenca del Júcar una especie nativa, la loina *Chondrostoma arrigonis*, es cada vez más rara frente a la invasora boga del Tajo *Chondrostoma polylepis*, que resulta común en amplias áreas. Este proceso de sustitución ha ocurrido en breve espacio de tiempo, prácticamente en las dos últimas décadas. Los efectos pueden ser similares a los descritos en Francia por Nelva (1997) por la invasión de los territorios de *Chondrostoma toxostoma* por parte de *Chondrostoma nasus*.

TABLA 1

Especies de peces exóticos introducidas en España.

Familia Acipenseridae	<i>Acipenser baerii</i>	esturión siberiano
Familia Cyprinidae	<i>Abramis bjoerkna</i> <i>Alburnus alburnus</i> <i>Carassius auratus</i> <i>Cyprinus carpio</i> <i>Gobio gobio</i> <i>Rutilus rutilus</i> <i>Scardinius erythrophthalmus</i>	brema blanca alburno pez rojo carpa gobio rutilo gardí
Familia Ictaluridae	<i>Ameiurus melas</i> <i>Ictalurus punctatus</i>	pez gato negro pez gato moteado
Familia Siluridae	<i>Silurus glanis</i>	siluro
Familia Esocidae	<i>Esox lucius</i>	lucio
Familia Salmonidae	<i>Hucho hucho</i> <i>Oncorhynchus kisutch</i> <i>Oncorhynchus mykiss</i> <i>Salvelinus fontinalis</i>	huchón salmón del pacífico trucha arco iris salvelino
Familia Fundulidae	<i>Fundulus heteroclitus</i>	fúndulo
Familia Poeciliidae	<i>Gambusia holbrooki</i> <i>Poecilia reticulata</i>	gambusia gupi
Familia Cyprinodontidae	<i>Aphanius fasciatus</i>	fartet oriental
Familia Percidae	<i>Perca fluviatilis</i> <i>Sander lucioperca</i>	perca lucio-perca
Familia Centrarchidae	<i>Lepomis gibbosus</i> <i>Micropterus salmoides</i>	pez sol perca americana
Familia Cichlidae	<i>Herychthys facetum</i>	chanchito

Otros peces exóticos aclimatados en España, principalmente el siluro *Silurus glanis*, el lucio *Esox lucius*, la perca *Perca fluviatilis*, la lucioperca *Sander lucioperca* y el blacbás *Micropterus salmoides*, son depredadores ictiófagos y amenazan la supervivencia de las especies nativas. Todavía se carece en muchos casos de datos sobre estas interacciones, pero, por ejemplo, el lucio *Esox lucius*, aparece como uno de los principales responsables de la rarefacción o extinción de las especies autóctonas en zonas como las lagunas de Ruidera (Almodóvar y Elvira, 1994; Elvira *et al.*, 1996) y las Tablas de Daimiel (Elvira y Barrachina, 1996). Un caso similar, pero a menor escala, debe estar ocurriendo con el blacbás *Micropterus salmoides* (Nicola *et al.*, 1996).

La hibridación puede producirse entre especies genéticamente próximas cuando, por ejemplo, por causas no naturales (introducciones o translocaciones) viven y se reproducen en las mismas áreas. En los ciprínidos son comunes los híbridos entre especies del mismo género o entre las de géneros próximos. En la península Ibérica las hibridaciones son más probables entre especies autóctonas originarias de distintas cuencas, que pueden entrar en contacto por acción del hombre. Estos movimientos artificiales de ictiofauna autóctona peninsular son todavía limitados, pero se conoce al menos que en la cuenca del Júcar la llegada de la boga del Tajo *Chondrostoma polylepis* ha llevado consigo la producción de híbridos con la especie próxima propia de dicha cuenca, la loina *Chondrostoma arrigonis* (Elvira, 1987, 1995c).

En el caso de la trucha común *Salmo trutta* se ha producido un fenómeno particular, ya que durante muchos años se han utilizado para repoblar ejemplares de la misma especie pero de procedencia exógena (centro de Europa). La hibridación (introgresión) entre las truchas autóctonas y alóctonas se ha podido demostrar por medio de marcadores genéticos (García-Marín *et al.*, 1991, García-Marín y Pla, 1996). No obstante, el grado de introgresión resulta muy variable entre las distintas regiones peninsulares. Así, parece bajo o inexistente en Asturias y Galicia, y alto en el resto de España (Cagigas *et al.*, 1999; García-Marín *et al.*, 1999; Machordom *et al.*, 1999).

Como consecuencia de las múltiples introducciones las comunidades de peces se han visto muy alteradas por la llegada de especies exóticas, que han pasado a ser dominantes en número y biomasa en tramos medios del Tajo (Elvira *et al.*, 1998) y del Guadiana (Almodóvar y Elvira 1994; Elvira y Barra-china, 1996).

Se tienen pocos datos del impacto de los peces exóticos en el resto del ecosistema fluvial, pero Braña *et al.* (1996) describieron el papel que pueden tener los peces introducidos en la eliminación de anfibios en lagos de alta montaña. Por su parte, Peris *et al.* (1995) encontraron cambios drásticos y rápidos en la alimentación de aves ictiófagas como las garzas, al haberse sustituido la comunidad original de peces por otra con especies introducidas.

Fernández-Delgado *et al.* (1997) han descrito el efecto negativo de la introducción de carpa *Cyprinus carpio*, pez rojo *Carassius auratus* y sus híbridos sobre la vegetación sumergida y consecuentemente en la fauna de invertebrados y en la de aves acuáticas de la laguna de Zóñar, Córdoba.

Control y erradicación

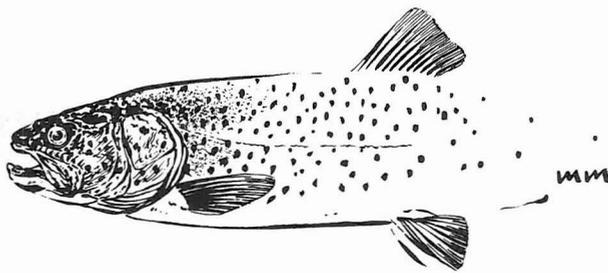
Según establecen las leyes, el control de las especies invasoras e indeseables debe ser el objetivo a realizar a corto y medio plazo (Bain, 1993; Lassuy, 1994). La UICN ha preparado un documento (Anónimo, 2000) en el que se establecen una serie de recomendaciones sobre las medidas a adoptar para el control y la erradicación de especies exóticas indeseables.

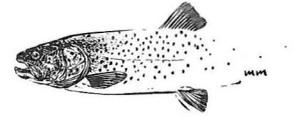
Hasta el momento sólo conocemos un caso en España en el que se haya realizado un control de peces exóticos con métodos científicos. Así, Fernández-Delgado *et al.* (1997) exponen cómo se llevó a cabo un control por pesca selectiva de las carpas, peces rojos y sus híbridos en la laguna de Zóñar. Al poco tiempo de la actuación se pudo apreciar una mejora notable de la vegetación acuática, de los macroinvertebrados y de las aves.

La educación ambiental y la conciencia por parte de los ciudadanos del valor intrínseco de la biodiversidad natural son los únicos medios para contrarrestar a medio y largo plazo las nefastas actuaciones que suponen las sueltas incontroladas de peces exóticos en nuestros cursos fluviales.

Efectos de la Pesca Deportiva sobre las Poblaciones de Peces

Ramiro Asensio
Federación Territorial de Pesca de Álava





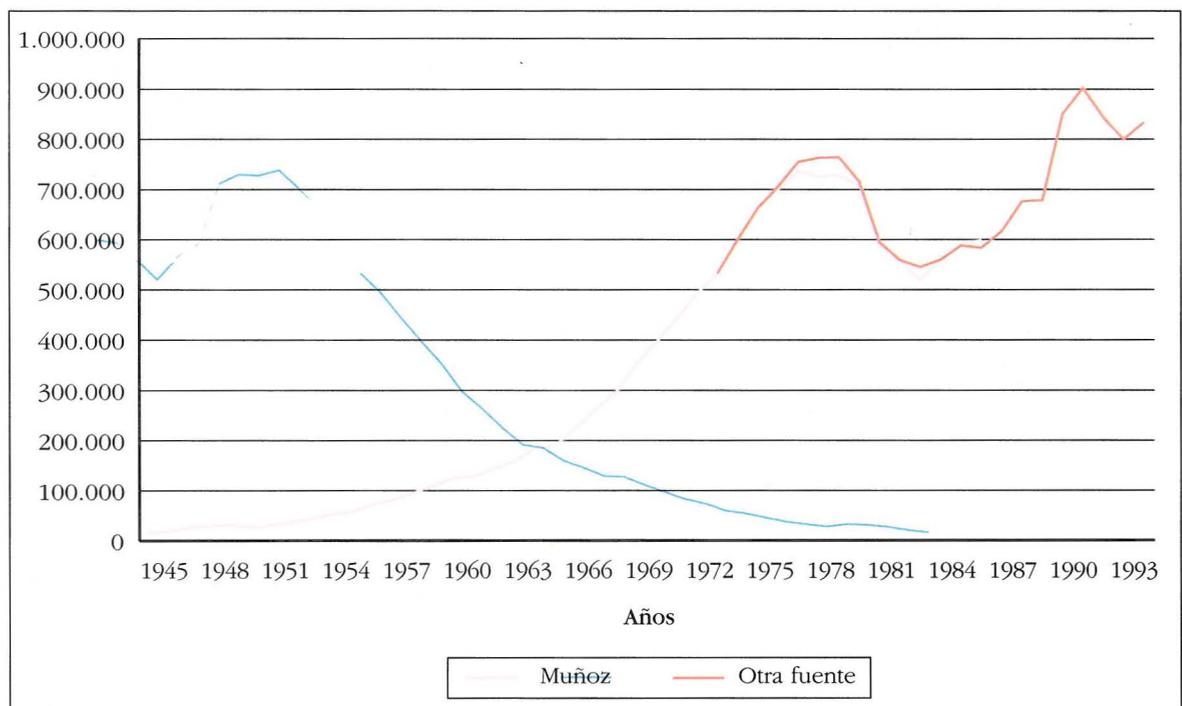
El origen de la pesca en aguas dulces, entendida esta simplemente como la captura de peces para consumo, se pierde en la historia de los tiempos. Incluso la utilización de señuelos que generalmente creemos bastante modernos, como la mosca artificial, está documentada desde hace casi dos mil años (Fernández Román 1999). Pero esta práctica piscícola antigua se fundamentaba en la obtención de proteínas animales para el consumo humano como objetivo primordial, aunque probablemente también llevara añadido un cierto aspecto lúdico.

En la España actual, libre de hambrunas feudales o post-bélicas, en la que prácticamente nadie pesca "por necesidad", lo que entendemos por pesca deportiva se refiere a una actividad de tipo eminentemente lúdico, en ocasiones acompañada por un componente gastronómico, pero que poco tiene que ver con la pesca de tiempos pasados.

La pesca deportiva explota un recurso natural que, si bien es de carácter claramente renovable, necesita hoy en día de una regulación que, limitando las extracciones a lo soportable por el ecosistema, asegure la conservación de las especies y de los propios ecosistemas.

Si bien en un pasado no muy lejano la escasez de aficionados a la pesca y la buena situación ecológica de nuestras aguas dulces permitían una práctica de la pesca con pocas limitaciones, esa situación ha pasado ya a ser historia.

FIGURA 1
Licencias de pesca expedidas (estado). (La caída del número de licencias de los años 1979-1983 responde a la afanomicosis del cangrejo autóctono)



El desarrollo económico y tecnológico ha permitido que el ser humano haya sido capaz de actuar sobre la Naturaleza, moldeándola según su interés para extraer de ella el mayor provecho, sin tener en cuenta planteamientos conservacionistas que no se han comenzado a arraigar en la sociedad hasta épocas recientes.

En definitiva, ni la situación ecológica de nuestros tramos fluviales y lacustres es la de antaño, ni la presión de pesca actual es equiparable a la de tiempos pasados (Fig. 1), por lo que se ha hecho necesario incidir en el control de la presión pesquera para asegurar un mejor reparto del recurso y, sobre todo, para evitar que se sobrepase el "límite de no retorno" que acabaría con el carácter de renovabilidad del recurso y con su propia existencia.

Ordenación de la pesca deportiva

Limitaciones a la pesca: cebos, talla mínima y cupos de captura

Con la masiva popularización de la pesca deportiva, acontecida en la segunda mitad de este siglo, aparecieron los problemas: abundancia de pescadores y poblaciones trucheras exiguas a causa del deterioro del hábitat y de la propia actividad pesquera.

Entonces surgió la necesidad de limitar las extracciones para asegurar la supervivencia de las poblaciones de peces.

El cupo de capturas por pescador y jornada hábil de pesca se establece con ese fin, limitar la mortalidad por pesca al máximo extraíble sin afectar sensiblemente al mantenimiento de la población. Es decir, lo que intenta la gestión de la presión pesquera (de la que forman parte tanto el cupo de capturas por pescador y jornada hábil, como el número de pescadores por tramo y jornada, y el número de jornadas hábiles de pesca por temporada) es asegurar que, una vez finalizada la temporada de pesca, en el río, lago o embalse quede al menos una población piscícola que asegure su propio mantenimiento.

Para determinar cual es la presión pesquera permisible en cada caso, será necesario realizar periódicos inventarios mediante pesca eléctrica de los que podamos estimar la densidad y la estructura en clases de edad de la población.

La talla mínima de captura es otro parámetro de gestión cuyo objetivo es asegurar la reproducción natural de la población piscícola. Para ello se suele establecer como talla mínima de captura aquella que asegure que la mayor parte de los ejemplares que la superen han sido maduros sexualmente al menos durante un período de freza.

Comúnmente se suelen establecer tallas mínimas de captura idénticas para territorios muy amplios, sin tener en cuenta las diferencias de crecimiento que se pueden experimentar en diferentes masas de agua o tramos de ríos. De todas formas, el gestor de la pesca debe considerar también la dificultad administrativa, informativa y de control que supondría establecer una talla mínima diferente para cada tramo fluvial. Probablemente lo más acertado sea adoptar una postura intermedia: delimitar áreas en las que el crecimiento de los peces es similar y determinar tallas mínimas de captura para cada área.

Para determinar cual debe ser la talla mínima a aplicar en cada caso, es necesario un estudio previo que nos aporte información sobre crecimiento (determinación de edades de los peces mediante conteo de anillos en las escamas y construcción de histogramas de distribución de frecuencias de talla según clase de edad) y maduración sexual (porcentaje de maduración para cada clase de edad). Con estos datos podremos determinar con qué talla la mayor parte de los peces ya han participado en una freza.

De todas formas, no podemos cerrar este tema sin comentar que existe una línea de gestión que desecha la imposición de una talla mínima de captura. Según esta línea gestora, común en Estados Unidos, el potenciar que sean las tallas menores (de madurez sexual recién adquirida) las que soporten el mayor peso de la reproducción debido a la escasez de ejemplares mayores (extraídos por pesca), incide negativamente en la Selección Natural al dejar menor porcentaje de parti-

cipación a los reproductores más viejos y, teóricamente, mejor cualificados genéticamente para adaptarse al medio.

Las limitaciones de cebos se suelen imponer principalmente por tres razones. Hay cebos que se prohíben porque su utilización supone, en muchos casos, la suelta indiscriminada de especies alóctonas que, si son capaces de sobrevivir en el nuevo ecosistema, lo harán a costa de alterar el equilibrio dinámico que lo caracteriza. Este es el caso de la prohibición de cebos vivos que no pertenezcan a la fauna autóctona de la masa de agua en la que se pretende pescar.

Otros cebos se prohíben por su supuesta infalibilidad en la atracción del pez al anzuelo. Este es el caso de los gusanos de la carne o asticot, de las huevas de peces, etc.

El tercer grupo de cebos se suele prohibir comúnmente en acotados, bien durante toda la temporada de pesca o bien en las primeras semanas de esta, y suele estar permitido en los tramos libres. Se trata de los cebos naturales como la lombriz, las larvas de tricópteros, etc. Su utilización se suele prohibir por la considerable mortalidad secundaria que provocan en las tallas menores que la legal de captura, ya que la modalidad de pesca en la que se utilizan exige dejar que el pez "trague bien el anzuelo".

Los intentos por desanzuelar un pez que no alcanza la talla mínima de captura y que ha sido pescado con cebo natural, para devolverlo a las aguas, suelen dejar secuelas que limitan o imposibilitan la supervivencia del animal. Estudios diseñados con el fin de evaluar la mortalidad post-pesca (Wydoski, 1979; Taylor y White, 1991; Alonso, 1996) revelan que los cebos naturales provocan diez veces más muertes que los señuelos artificiales, y que la mortalidad originada por el empleo de anzuelos con muerte es de dos a cuatro veces mayor que la provocada por los anzuelos sin muerte (sin el gancho que imposibilita la trayectoria contraria a la de clavado).

Tramos libres, acotados y vedados

A efectos de normativa y de gestión se dividen las masas de agua interiores en vedadas, libres y acotadas.

Las vedadas son aquellas en las que está terminantemente prohibida la pesca. Las libres aquellas en las que para ejercer la pesca tan sólo es preceptivo estar en posesión de la licencia de pesca (últimamente están proliferando los tramos libres dedicados exclusivamente a la pesca sin muerte). Y, finalmente, las acotadas, aquellas en las que además de la licencia, es necesario un permiso específico para ese coto y fecha, con el fin de limitar el número de pescadores por jornada. Los acotados pueden ser de varios tipos según la normativa que los rija: acotados tradicionales, por lotes, de pesca sin muerte, de trofeo, etc.

Es práctica habitual en la gestión de la pesca la alternancia de estos tres tipos de tramos. Alternancia espacial (a un tramo vedado le sigue uno acotado y a este uno libre -no necesariamente en este orden-), y alternancia temporal (un tramo vedado durante uno o varios años puede ser convertido en acotado al año siguiente y, posteriormente, en libre, antes de volver a ser vedado).

La alternancia espacial permite la colonización natural de los tramos que soportan mayor presión pesquera (tramos libres) desde los que están menos sometidos a presión pesquera (acotados y vedados). La alternancia temporal es aconsejable en zonas con fuerte demanda de pesca y escasez de recursos piscícolas, pues permite la recuperación de las poblaciones de los tramos en la época en la que están acotados y, más aún, cuando están vedados.

Efectos de la pesca deportiva

Influencia de la pesca en el volumen poblacional

Si bien es cierto que la pesca deportiva no suele ser, salvo contadas excepciones, el problema más preocupante para las poblaciones de peces (por contraposición a determinadas prácticas agrícolas, contaminación de origen industrial y urbano, excesivo consumo de agua, etc.), no se debe despreciar el efecto que la pesca tiene sobre las poblaciones de peces (Asensio y Markina, 1994).

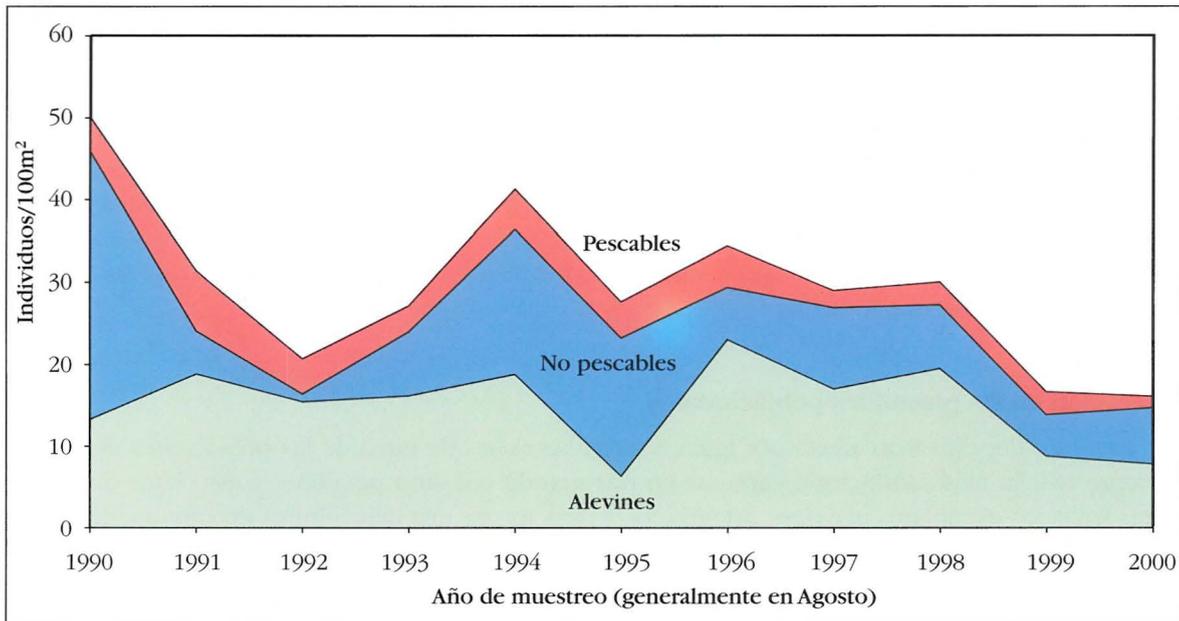


FIGURA 2A
Densidad
estimada. Río
Inglares (Álava)

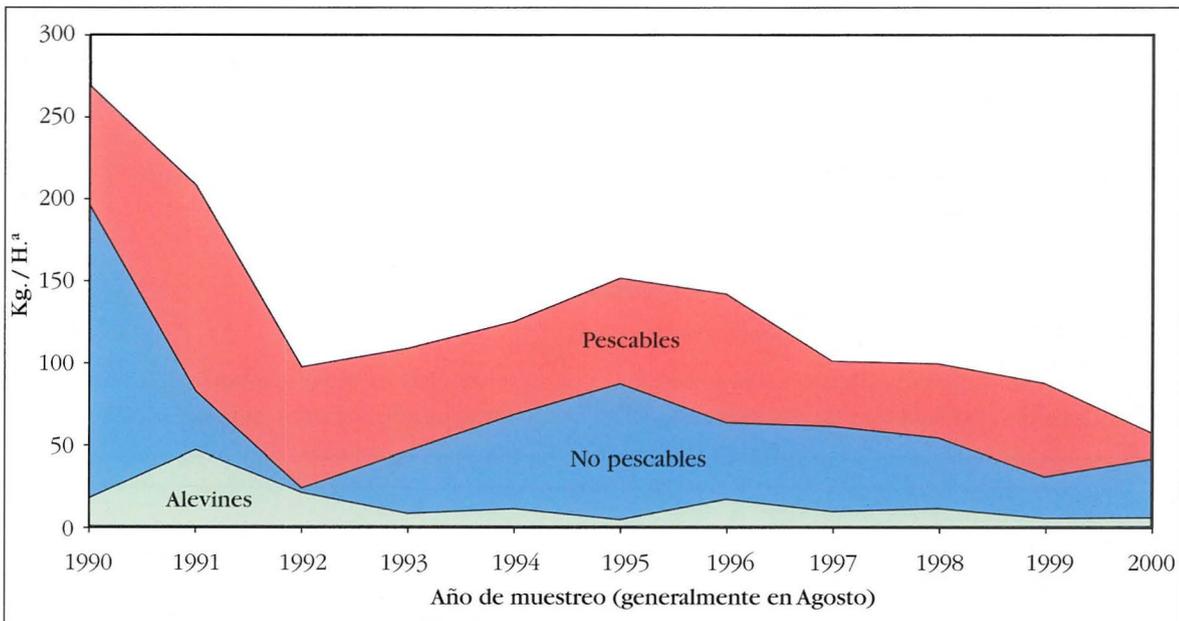


FIGURA 2B
Biomasa
estimada. Río
Inglares (Álava)

Resulta evidente que, además de actuar selectivamente sobre determinadas clases de edad (como veremos en el apartado siguiente), la pesca extrae de la población unos efectivos que no pueden ser inmediatamente reemplazados de forma natural, por lo que el volumen poblacional se ve reducido durante la temporada de pesca.

Esto es fácilmente demostrable mediante un ejemplo. En la Figura 2 recogemos los datos de densidad (número de truchas por cada 100 m) y biomasa (kg de trucha por Hª) obtenidos mediante muestreos con pesca eléctrica en los últimos años en un determinado tramo del río Inglares (Álava).

El tramo, de unos 8 Km de longitud, funcionó como "coto tradicional" hasta la temporada de 1992 inclusive (sueitas periódicas de trucha común de piscifactoría; 16 permisos diarios; cupo de 8 truchas por permiso; posibilidad de utilizar cebo natural a partir de una determinada fecha). Durante las temporadas de 1993 y 1994 el tramo permaneció vedado a la pesca. A partir de 1995 se volvió a

abrir a la pesca, pero esta vez como coto "natural" (sin repoblaciones; menos permisos por día, entre 6 y 10 según la temporada; cupo de 3 truchas por permiso; prohibición total del uso de cebo natural).

En la figura se puede observar cómo la veda del tramo provocó un incremento espectacular de la población de truchas tanto en densidad como en biomasa. La posterior reapertura del coto con medidas más restrictivas permitió un cierto mantenimiento de las condiciones favorables, pero circunstancias ajenas a la pesca deportiva (derivación y extracción de agua para riego cada vez más desmedidas) están provocando, en los últimos años, cambios en el medio acuático desfavorables para la población de truchas que lo habita.

Alteración en las pirámides poblacionales

La pesca deportiva no afecta por igual a todas las clases de edad de las poblaciones de peces. Siempre resulta más satisfactorio capturar un pez grande que uno pequeño, y esto hace dirigir las miras hacia los ejemplares mayores. Además, la imposición de una talla mínima de captura, de la que ya hemos hablado, imposibilita capturar las clases de edad más jóvenes.

Ambos factores hacen que el ejercicio de la pesca se centre en los ejemplares adultos, no en los jóvenes, lo que conduce a un rejuvenecimiento de la población (Fig. 3).

El rejuvenecimiento de las poblaciones tiene como consecuencia grave la escasez de reproductores que aseguren el mantenimiento de la población, pero este problema no suele concurrir en la pesca ya que para evitarlo se han establecido las tallas mínimas de captura.

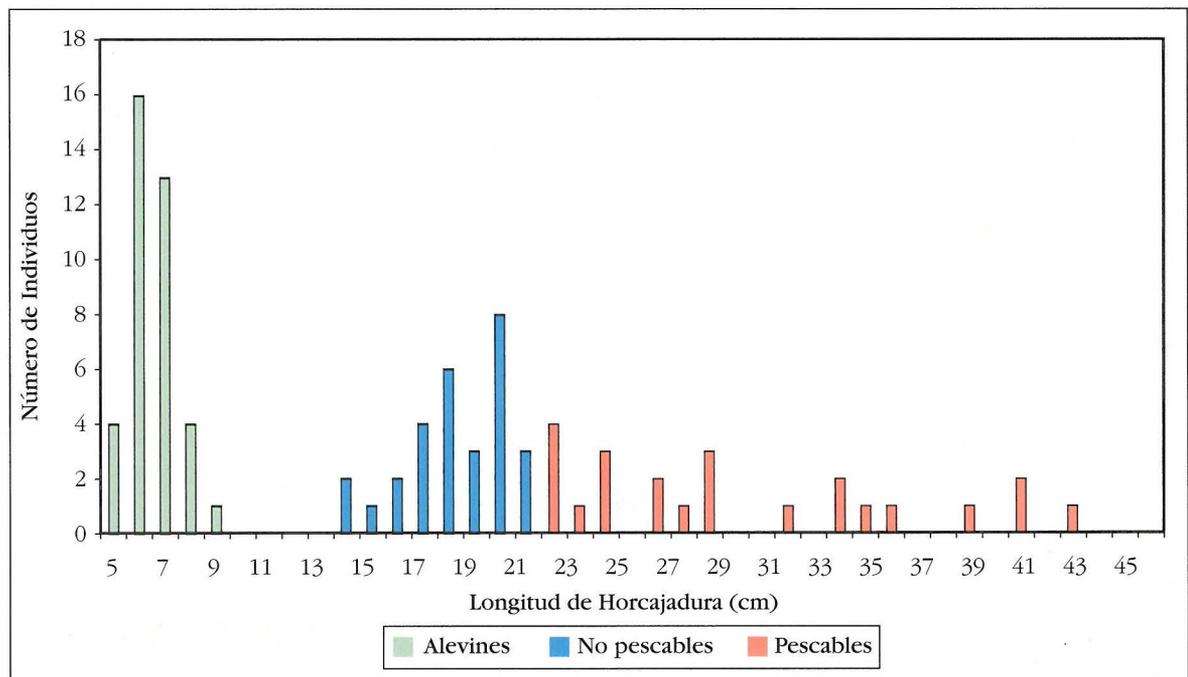
En cambio lo que sí sucede es la escasez de los reproductores más grandes, con lo que se limita el aporte genético de estos que son los teóricamente mejor adaptados a las condiciones ambientales por haber superado durante más tiempo los ataques de enfermedades, épocas de escasez y competencia intra e interespecífica.

Consecuencias de las introducciones y repoblaciones

Capacidad de carga del ecosistema dulceacuícola

La capacidad de carga de un ecosistema para una determinada especie se puede definir como la mayor densidad poblacional de esa especie que el ecosistema puede soportar con sus recursos.

FIGURA 3A
Vedado. Río Ugalde (Álava, 01-08-2000)



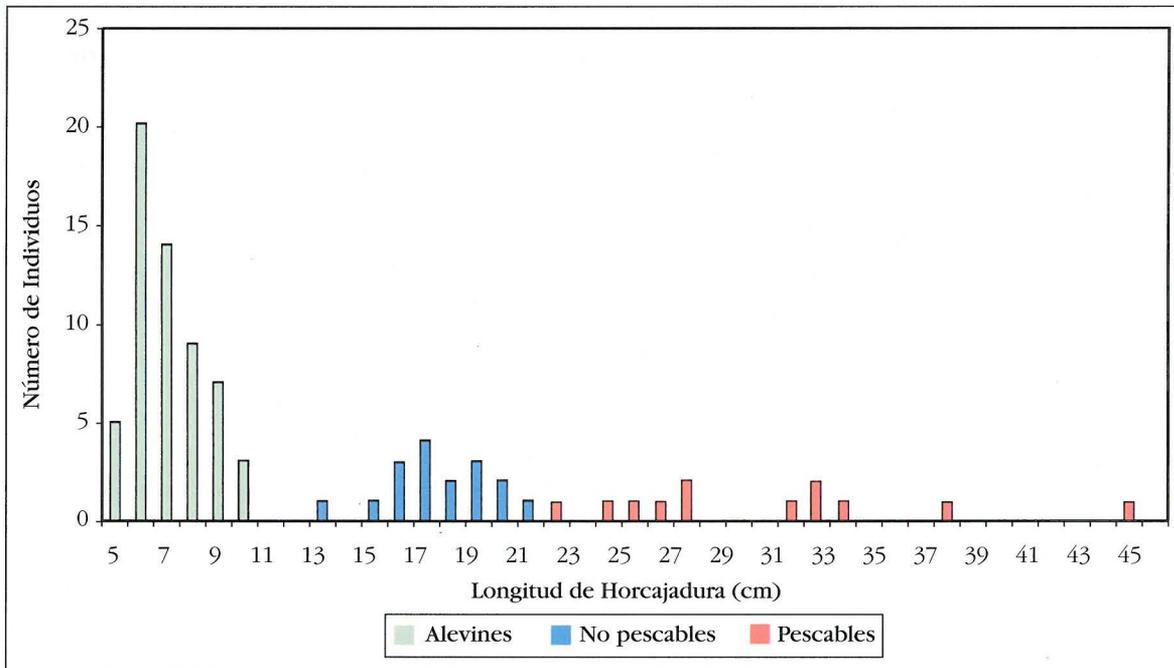


FIGURA 3B
 Coto sin muerte.
 Río Ugalde
 (Álava, 04-08-
 2000)

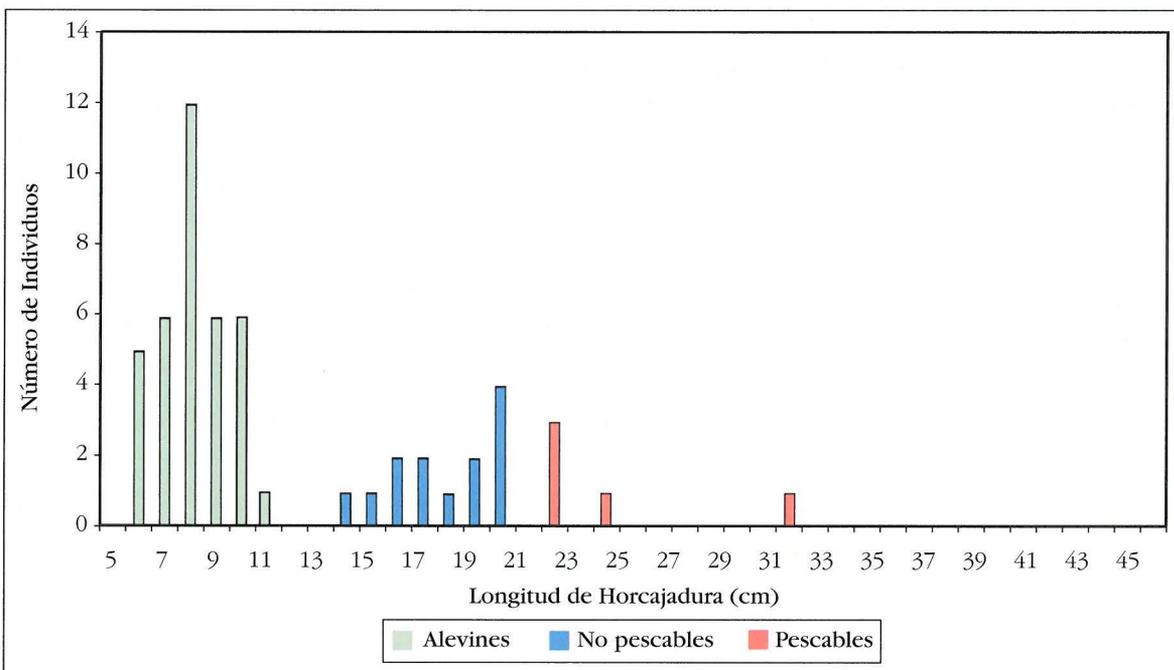


FIGURA 3C
 Coto con muerte.
 Río Ugalde
 (Álava, 07-08-
 2000)

Centrándonos en un caso concreto para facilitar la explicación, si tenemos una población de truchas de un determinado tramo fluvial por debajo de su capacidad de carga, y no hay influencias externas, esa población de truchas irá aumentando su densidad paulatinamente hasta llegar al límite que le suponen los recursos disponibles en el medio. Por contra, si una población se encuentra por encima de su capacidad de carga para el tramo que habita, como puede suceder en ocasiones porque ha habido un gran éxito reproductivo, porque se ha repoblado el tramo en exceso, porque se ha degradado el ecosistema, etc, la población disminuirá su densidad hasta ajustarse a la capacidad de carga.

Los mecanismos mediante los cuales una población se ajusta a su capacidad de carga son: reclutamiento, migración y mortalidad.

Lo normal es que, en una población de truchas en equilibrio con el ecosistema que la acoge, el reclutamiento suponga un número de efectivos bastante superior al número que el ecosistema es capaz de sustentar, por disponibilidad de alimento, de refugio, etc. Ante esto, es totalmente normal que se aprecien sensibles diferencias entre el número de alevines que surgen de la grava en primavera y el número de ellos que queda al final de verano (Figura 4) o que llega a reproducirse.

El mecanismo que rige esta desaparición de efectivos (por migración o muerte) es la Competencia, sobre todo la Competencia Intraespecífica. Del gran número de alevines nacidos cada año, sólo quedan, meses más tarde, los mejor adaptados, los mejores competidores. La Competencia Intraespecífica por tanto, además de ser el mecanismo de acción de la Selección Natural y, por ende, de la Evolución, lo es también de la regulación del tamaño de las poblaciones y del ajuste a la capacidad de carga del ecosistema.

La capacidad de carga del ecosistema para una determinada especie suele estar determinada por uno o varios factores limitantes, que comúnmente suelen ser escasez de alimento, de refugios, de frezaderos y/o de tramos adecuados para la especie, sobre los que se puede actuar, pero resulta inútil pretender aumentar permanentemente las poblaciones de una determinada especie mediante introducciones o repoblaciones si el volúmen poblacional resultante queda por encima de la capacidad de carga.

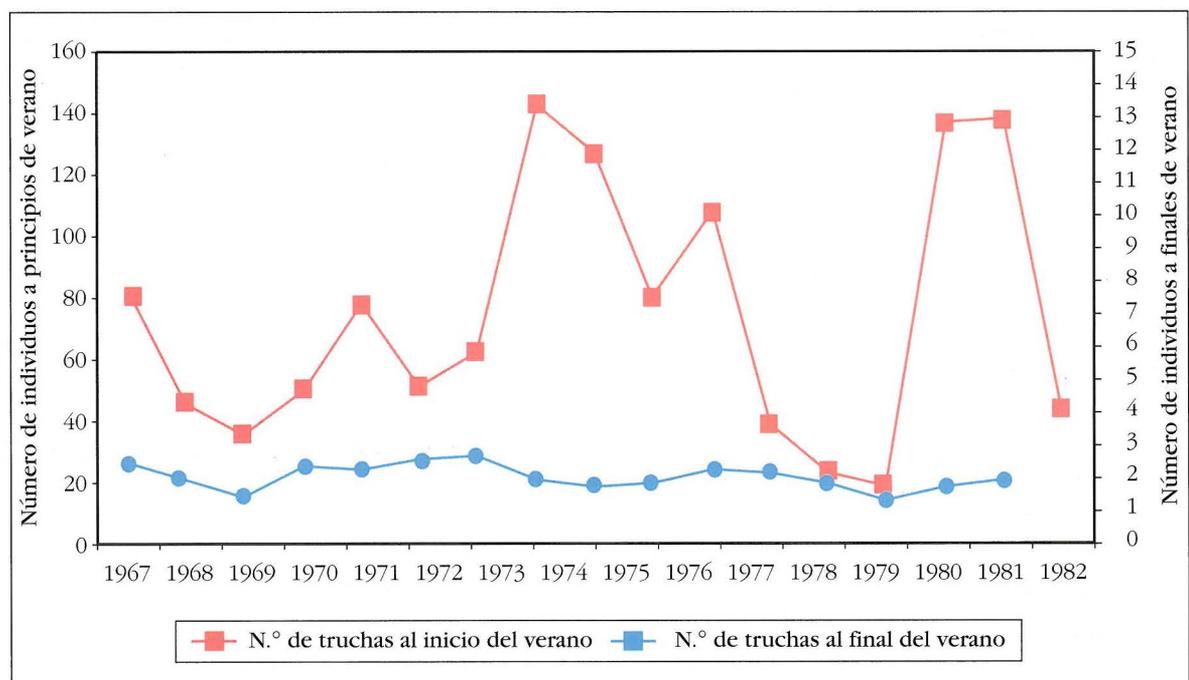
Las únicas "repoblaciones" que pueden tener sentido son las denominadas sobredensitarias, ya que su objetivo no es otro sino reforzar momentáneamente las poblaciones mediante sueltas de peces, con el único fin de facilitar su captura por pesca deportiva.

Especies alóctonas: alteración del equilibrio dinámico

Utilizando una definición muy sencilla, podríamos decir que un ecosistema es el conjunto formado por una comunidad de organismos vivos y el medio físico sobre el que se asienta. Los elementos que conforman la comunidad son las poblaciones de las diferentes especies de seres vivos (algas, plantas acuáticas, larvas de insectos, peces, etc), y todos ellos están más o menos relacionados entre si y con el medio físico mediante conexiones directas e indirectas que forman la llamada red trófica de la comunidad.

Cada ecosistema concreto tiene su red trófica característica, en la que las poblaciones de las diferentes especies pueden fluctuar como consecuencia de los factores ambientales (que influyen en la

FIGURA 4
Autorregulación de la densidad poblacional de trucha (ELLIOT, 1984 "IN" BEGON et al, 1988)



reproducción, crecimiento, migración, mortalidad) y de las interacciones ecológicas (competencia, depredación). Esto supone lo que se llama un "equilibrio dinámico".

Cuando se introduce un elemento extraño (una especie piscícola alóctona en nuestro caso) en la red de un ecosistema (fluvial, lacustre) cuyas características le sean favorables, se altera ese equilibrio dinámico.

Con el tiempo la nueva especie se irá haciendo un hueco en la red, desplazando a especies competidoras menos fuertes, incidiendo sobre las poblaciones de las especies presa, etc, lo que podría conllevar la rarefacción o incluso extinción de algunas especies no dotadas de comportamientos defensivos o potencial reproductor suficientes, y la proliferación de otras, beneficiadas por la disminución de competencia.

Es muy difícil predecir las consecuencias de una introducción, ya que cada caso concreto es diferente, pero lo que es seguro es que, si la especie introducida es capaz de vivir y proliferar en el nuevo hábitat, lo hará a costa de romper el equilibrio dinámico preexistente y, de camino hacia el nuevo equilibrio que se establecerá ya con su presencia, es muy posible que deje fuera alguna otra especie.

Esta es la razón por la cual son indeseables las introducciones de peces exóticos (o de organismos de otros grupos taxonómicos, como el tristemente célebre caso del cangrejo rojo) en ecosistemas dulceacuícolas. Tanto los ecosistemas como las comunidades y organismos que los conforman son un patrimonio que debemos conservar para disfrutarlos y garantizar su disfrute a las generaciones futuras (Asensi y Pinedo, 1993).

Cruzamientos genéticos (mestizaje)

Aún cuando se repuebla un tramo fluvial con ejemplares de una especie autóctona, dependiendo del lugar de origen del stock repoblador se puede estar contaminando genéticamente a la raza autóctona.

Basémonos, para explicar esto, en un caso concreto como es el de la trucha común (esta especie piscícola es la más estudiada genéticamente de las que pueblan las aguas dulces europeas, como consecuencia de su interés económico y deportivo).

Según un trabajo de García Marín y Pla i Zanuy (1992), en Europa se pueden diferenciar tres grandes grupos de poblaciones trucheras autóctonas según sus características genotípicas.

De los tres grupos, dos son ancestrales (proceden directamente de las poblaciones trucheras que existían en Europa antes de las glaciaciones, ya que habitaban lugares que apenas se vieron afectados por los períodos glaciares), y la otra es "moderna", procedente de una mutación que se extendió en la colonización postglaciar (cuando, con el retroceso de los hielos, volvieron a quedar libres cursos fluviales susceptibles de ser habitados por peces dulceacuícolas).

De este tercer grupo de truchas proceden prácticamente todos los ejemplares de repoblación que se utilizan actualmente en la gestión de la pesca. Las truchas autóctonas de todos los ríos ibéricos en cambio son del tipo ancestral.

En el caso del estado español, la suelta de truchas de piscifactoría supone pues una introgresión de genotipos alóctonos en las poblaciones autóctonas lo que, a la larga, podría desembocar en una rarefacción o incluso extinción de los genotipos autóctonos.

Ante este peligro parece aconsejable adoptar medidas de conservación genética. Delimitar las áreas en las que aún se pueden encontrar poblaciones compuestas exclusivamente por individuos de la raza ancestral y evitar en lo posible repoblaciones de esas áreas con individuos de la raza "moderna" (de piscifactoría).

Enfermedades

Las repoblaciones son fuente potencial de patógenos para las poblaciones piscícolas naturales que van a acoger a los individuos de repoblación.

Enfermedades víricas como la Necrosis Pancreática Viral (IPN), la Septicemia Hemorrágica Vírica (SHV), o bacterianas como la enfermedad de la boca roja tienen como principal vector de transmisión-infección el comercio de truchas vivas entre piscifactorías y las repoblaciones con peces infectados (Blanco Cachafeiro, 1987a; 1987b).

Por tanto estas enfermedades infecciosas (y otras muchas) pueden ser introducidas en poblaciones naturales de peces a través de las repoblaciones realizadas con ejemplares que no han sido lo suficientemente controlados patológicamente.

De manera más directa, una piscifactoría a la que ha atacado una enfermedad de este tipo puede infectar a las poblaciones naturales de la cuenca en la que está instalada (a través de ejemplares infectados que se escapan de la piscifactoría al río -hecho que sucede muy comúnmente-, o bien a través del agua que, tras circular por la piscifactoría, vuelve al río).

La pesca deportiva y el sector primario

Agricultura

La evolución de la labor agraria ha conllevado un fuerte incremento de su influencia negativa sobre el medio fluvial y, por tanto, sobre la pesca.

La conversión "contra natura" de cultivos de secano en cultivos de regadío se sustenta en buena parte en las extracciones de agua fluvial para riego.

En efecto, no resulta raro encontrarnos, cuando el verano es mínimamente riguroso, con cauces que de río tan sólo conservan el nombre pues apenas si circula un hilillo de agua por sus lechos. La culpa por supuesto no es exclusiva de los agricultores, ya que los ríos de los que estamos hablando sufren naturalmente una fuerte sequía estival, agravada en ocasiones por filtraciones al subsuelo. Pero el grave incremento de las extracciones de caudal para riego llegan, en ocasiones, a llevar al límite la supervivencia de los ecosistemas dulceacuícolas.

Pero no es sólo el problema de qué volumen de agua se extrae de un cauce fluvial, sino también cuándo se extrae. Efectivamente, se hace necesario establecer calendarios y horarios de riego para los agricultores de tal manera que las extracciones de todos ellos no coincidan en el tiempo.

Por otra parte, la pretensión de aumentar el rendimiento económico de los cultivos ha ido asociada al incremento en el uso de pesticidas y fertilizantes, compuestos químicos que en buena parte llegan a los ríos, con consecuencias fatales en muchos casos.

No se trata de vertidos propiamente dichos ya que no hay incorporación directa al río, sino que el agua de lluvia y de riego transporta los fertilizantes y/o plaguicidas por escorrentía o subterráneamente hasta el río.

Si bien no se puede pedir a los agricultores que dejen de utilizar estos productos y, con ello, que pierdan capacidad competitiva, sí que se puede pedir que utilicen dosis adecuadas de tal manera que casi todo el producto se quede en los cultivos y no llegue a los medios acuáticos.

Efectivamente, está comprobado que se abona y se trata contra plagas más de lo estrictamente necesario (Rubiño y Oozaiz, 1988), con las fatales consecuencias para el Medio Ambiente que ello conlleva. Hoy en día, por razones de competitividad, no parece posible prescindir de abonos y plaguicidas en la agricultura, pero una adecuada dosificación reducirá sensiblemente los efectos nocivos de los mismos.

La pretensión de aprovechar todo terreno cultivable y de eliminar toda vegetación natural que el agricultor considera improductiva e incluso negativa para sus cultivos por el sombreado que produce, ha llevado a extender los cultivos hasta el mismo margen de los ríos a costa de la destrucción de la vegetación de ribera, componente importantísimo para el buen funcionamiento del ecosistema fluvial.

Las funciones de la vegetación de ribera dentro del ecosistema acuático son múltiples: controla la entrada de energía al ecosistema acuático; mediante su sombreado reduce la incidencia lumínica y consiguientemente el calentamiento del agua, elevando el punto de saturación del oxígeno disuelto; provee al medio acuático de detritus de origen vegetal, fuente de energía para la producción secundaria (muy importante sobre todo en cabeceras); a través de su sistema radical modifica la composición química

mica de las aguas freáticas que llegan al río, principalmente disminuyendo su contenido en nutrientes; evita la erosión de las orillas y sedimenta los elementos finos que la escorrentía superficial arrastra, antes de que alcancen las masas acuáticas; sirve de refugio para la fauna acuática, tanto para los peces (a la sombra y entre sus raíces), como para los insectos acuáticos que utilizan sus copas para el descanso, alimentación, pupación, emergencia, reproducción y puesta de huevos; y, finalmente, los bosques de ribera también representan soporte, refugio y fuente de alimentación para organismos no estrictamente acuáticos como ciertos reptiles ligados al agua (culebra viperina), aves que nidifican en dichos bosques (lavandera cascadeña) o que se alimentan de organismos acuáticos (martín pescador, mirlo acuático) y mamíferos que dependen del medio acuático (nutria, rata de agua) -Asensio y Pinedo, 1990-.

Ganadería

La actividad ganadera puede suponer algunos problemas a las comunidades piscícolas, aunque estos suelen estar menos generalizados que los de origen agrícola.

En el caso de la ganadería extensiva, además de una cierta degradación de los bosques de ribera como consecuencia del ramoneo y consumo de brotes vegetales por parte del ganado, se suelen dar casos de degradación puntual del medio fluvial en los tramos elegidos por el ganado como bebederos o para vadear el río. Aparece contaminación orgánica por la acumulación de heces y orina en las inmediaciones del agua (o incluso en el mismo agua).

El caso de la ganadería intensiva suele ser más preocupante pues, en los casos en los que no existe depuración previa, los vertidos orgánicos de las instalaciones de estabulación recogen los desechos de un gran número de cabezas y vierten en un punto concreto, deteriorando fuertemente el ecosistema dulceacuícola afectado. Suelen ser más problemáticas las explotaciones pequeñas que las grandes, ya que estas últimas suelen estar dotadas de sistemas de depuración.

Influencia de la actividad industrial y de las infraestructuras

Contaminación de origen urbano

Los vertidos de origen urbano contienen principalmente contaminantes de naturaleza orgánica (al igual que los vertidos de industrias alimenticias, y los de explotaciones ganaderas de las que ya hemos hablado).

Suelen acarrear consecuencias dramáticas en ríos con poco caudal en períodos de estiaje, ya que la degradación de la materia orgánica que portan produce un alto consumo del oxígeno disuelto en el agua, pudiendo conducir a situaciones de hipoxia o incluso anoxia en las masas de agua afectadas.

Estos vertidos de origen urbano son puntuales (localizables en un determinado punto del río, no difusos como los "vertidos" agrícolas), y fácilmente tratables mediante depuración (si se dispone de la cobertura económica necesaria).

Suelen ser especialmente problemáticos los pequeños núcleos rurales que en época estival se convierten en zonas de veraneo. En verano, a la sequía estival natural de los ríos se une el incremento de población humana de esos núcleos rurales (la población se multiplica hasta por diez o más), con lo que aumentan las necesidades de agua (se incrementan las extracciones de un caudal ya de por sí exiguo) y aumentan también los desechos orgánicos. Los efectos suelen ser catastróficos, pues los casi secos ríos no tienen capacidad de diluir los contaminantes orgánicos que el veraneo produce.

Contaminación industrial

Los vertidos industriales portan contaminantes muy diversos según el tipo de empresa que los produce: cianuros, detergentes, aluminio, ácido sulfúrico, etc. Legorburu *et al.*, (1988) encontraron altas concentraciones de hierro, manganeso, zinc, aluminio, cobre y cadmio en tejidos de trucha común de algunos ríos de Gipuzkoa.

Al igual que en el caso anterior, los vertidos de origen industrial son puntuales y por tanto localizables, lo que facilita la adopción de medidas correctoras.

También tiene considerables consecuencias la contaminación de origen industrial y carácter térmico. En efecto algunas empresas, tras el refrigerado de su maquinaria con agua de un río cercano, devuelven las aguas varios grados más calientes que cuando las tomaron. Esto puede provocar, además de disminución del punto de saturación del oxígeno disuelto en agua, un grave incremento de la propagación de enfermedades, ya que el aumento de la temperatura del agua disminuye las defensas de los peces y propicia el desarrollo de agentes patógenos, como lo demostró Snieszko (1964) en numerosos ríos americanos en los que desaparecieron los salmónidos.

Construcción de embalses y canales de derivación

En general, los ríos ibéricos poseen caudales relativamente escasos y con un régimen muy irregular, con disminuciones importantes de caudal en período de estiaje.

En las últimas décadas se han construido más de 800 presas que intentan solucionar esta irregularidad temporal (García de Jalón y González del Tanago, 1988). Las extracciones más importantes de estas masas de agua (excluyendo las destinadas a la obtención de energía eléctrica) se destinan a usos agrícolas, domésticos e industriales.

Esta regulación modifica la composición y el funcionamiento de los sistemas fluviales afectados, sobre todo aguas abajo de las presas. Las consecuencias negativas directas de estas regulaciones de caudal sobre las poblaciones piscícolas son diversas (García de Jalón y González del Tanago, 1988 op. cit.).

Es clara la incidencia negativa sobre especies migratorias como la anguila, salmón y reo, que ven imposibilitados sus desplazamientos previos a la freza debido a la infranqueabilidad de estas barreras. Algunas de estas presas poseen escalas salmoneras, pero son las menos.

Las poblaciones piscícolas sedentarias se ven afectadas por los embalses, sobre todo aguas arriba de las presas. La construcción de una gran presa supone la transformación de un ecosistema fluvial en otro semilacustre. Este tramo puede llegar a albergar poblaciones importantes de ciprínidos que suben a frezar durante la primavera en los ríos que desembocan al embalse, tal es el caso de barbos, loinas (madrillas), bogas y cachos. Estos bancos de ciprínidos reproductores desplazan aguas arriba a las poblaciones naturales de truchas de estos ríos, que tienen que emigrar a su vez a los arroyos de cabecera y tramos altos de los ríos, quedando más expuestos a la predación y competencia intraespecífica.

Los embalses con un alto grado de eutrofización provocan, sobre todo en verano, condiciones tóxicas para las poblaciones de macroinvertebrados y peces situados aguas abajo de la presa debido a que el agua que se libera de estos embalses por desagüe de fondo suele ser anóxica, con aumentos en la concentración de sulfúrico y precipitados de hierro y manganeso debido a procesos de reducción química en el fondo de los embalses estratificados. Estos procesos afectan de forma nefasta a las comunidades de macroinvertebrados y peces del río.

Los embalses destinados a producción hidroeléctrica disminuyen notablemente la diversidad biológica del río aguas abajo de la presa. El caudal de agua que utilizan en cada momento, y por tanto el volumen de agua que discurre por el río aguas abajo de la presa, está sujeto a la demanda de energía de la red de consumo a la que abastecen. La gran demanda de caudal requerido por las turbinas para abastecer los períodos de alto consumo energético, hace que se suelten de forma puntual unos caudales de agua tan enormes que provocan la erosión del cauce, modificando su lecho y no permitiendo a las comunidades de organismos bentónicos y macrófitas acuáticas su asentamiento. Por contra, en los períodos de bajo consumo eléctrico el río aguas abajo de la presa puede quedar casi seco.

No siempre la construcción de un embalse es negativa para las comunidades piscícolas afectadas aguas abajo de la presa. Los embalses destinados a regadíos y abastecimiento de la población humana suelen tener efectos beneficiosos para las poblaciones salmonícolas situadas en los tramos inferiores al embalse. En la época de estiaje, el agua que sueltan estos embalses para su aprovechamiento en los cultivos supone un aumento del caudal y enfriamiento de las aguas, aumentando el potencial biogénico del río, especialmente para las poblaciones de trucha.

El impacto de las minicentrales hidroeléctricas sobre el ecosistema fluvial es fuerte, tanto en la fase de construcción de los azudes y canales (utilización de maquinaria pesada en zonas poco impactadas anteriormente), como en la de utilización (las concesiones de caudal suelen ser excesivas en época de estiaje, lo que provoca la práctica sequía del tramo fluvial comprendido entre la toma y la devolución del agua).

Canalizaciones y dragados

El dragado del fondo y de las orillas de los cauces fluviales, así como la construcción de nuevos canales que sustituyan a los naturales suele tener como objetivos la prevención de inundaciones, la desecación de zonas húmedas, la estabilización de tierras agrícolas, etc.

En lo que se refiere a la prevención de inundaciones, las canalizaciones lo que hacen es trasladar el peligro, agravado, a tramos situados aguas abajo, ya que la eliminación de obstáculos a la libre circulación del agua (como son los meandros y grandes piedras y rugosidad natural del lecho) provoca un incremento de la velocidad y de la fuerza erosiva del agua.

Además, el dragado del fondo del río destruye las puestas de peces y anfibios y disminuye considerablemente la fauna macroinvertebrada y la flora del tramo. Si la longitud del tramo dragado no es excesiva, en pocos meses suele ser recolonizado desde tramos adyacentes y alcanzar un estado similar al previo a la intervención, pero si los dragados son muy extensos o periódicos, pueden provocar la total desaparición de algunas especies.

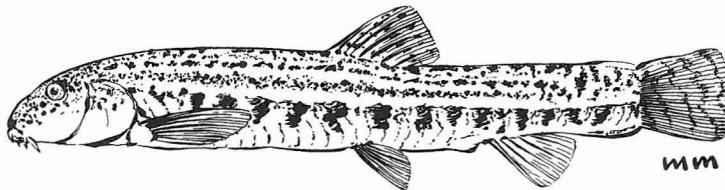
El desarrollo de la red viaria y la accesibilidad a los tramos de pesca

En otros tiempos había multitud de tramos fluviales de cabecera con abundantes poblaciones de trucha sobre todo, que se veían a salvo de cañas y demás artes de pesca porque tan sólo pescaban en ellos los lugareños.

Hoy en día se puede llegar casi a cualquier sitio y en poco tiempo gracias a la invención del automóvil y al desarrollo de la red viaria, y esto hace que tramos fluviales que no soportaban ninguna presión de pesca o tan sólo aquella que los ribereños ejercían sobre ellos, hoy se vean sometidos a una presión de pesca mucho mayor procedente de los pescadores de lugares lejanos desde los que se desplazan para ejercer su afición favorita. No cabe duda que esta accesibilidad a los tramos de pesca ha influido notablemente sobre las poblaciones de peces (Asensio y Markina, 1994).

Conservación Genética de los Peces Continetales Españoles

Annie Machordom y Anabel Perdices
Museo Nacional de Ciencias Naturales. CSIC.





Los métodos tradicionales para el conocimiento de la biodiversidad, basados en la morfología, la morfometría o la anatomía, han sido complementados o incluso potenciados, desde escasos decenios, por los estudios genéticos. El desarrollo de ciertas técnicas moleculares ha permitido el aporte de datos no sólo útiles para la Ciencia teórica, sino también para la gestión y conservación, a pesar de que inicialmente la finalidad de tales análisis moleculares no fuese su aplicación directa a la conservación. Precisamente, la incorporación de un marco teórico junto con la aplicabilidad de los estudios moleculares en el manejo de la biodiversidad y de las especies amenazadas ha hecho que en los últimos años la genética de la conservación sea un campo en continuo crecimiento. De hecho no es hasta 1983 cuando podemos encontrar una primera obra compilatoria donde se plasman las perspectivas genéticas en la biología de la conservación (Schonewald-Cox *et al.*, 1983).

Las características paleogeográficas de la Península Ibérica hacen que los actuales problemas de depauperación de la biodiversidad sean aún más acuciantes que en otras áreas. Ello es debido a la existencia de un gran número de especies endémicas unido en ciertos casos a una distribución restringida incluso en nuestro territorio, lo cual hace que estas especies sean más vulnerables y que su desaparición sea en realidad una extinción mundial. El incremento del número de especies consideradas bajo cualquier categoría de amenaza ha ido paralelo al desarrollo y al impacto humano en áreas naturales. Las causas que suelen llevar a situaciones de riesgo, además de las naturales como las bruscas alteraciones en el medio, son normalmente debidas a la acción antropogénica. Entre ellas cabe citar la pérdida de hábitats (deseccación de los humedales litorales, construcción), la contaminación, la introducción de especies exóticas (Rincón *et al.*, 1990) o, en el caso de las especies migradoras, la construcción de presas (Nicola *et al.*, 1996). Paralelamente al mantenimiento y, en ciertos casos, empeoramiento del impacto humano, se ha producido un incremento del interés científico y público para paliar las situaciones de amenaza en que hemos situado a ciertas especies.

La caracterización genética de poblaciones o especies puede realizarse con datos como el conocimiento de su cariotipo, los parámetros de variabilidad (polimorfismo o heterozigosis), las relaciones poblacionales (distribución de la diversidad y patrones biogeográficos), los límites de la diversidad específica, las relaciones filogenéticas y las conclusiones bio- o paleogeográficas que puedan extraerse de los resultados obtenidos.

Se cuenta con distintas herramientas para la aproximación al conocimiento genético, entre las que podemos destacar los análisis cariotípicos, los de proteínas o, a un nivel quizá más directo, el estudio de la variación en el ADN. Los métodos que permiten el acercamiento a este tipo de información son, además de los cariológicos, la electroforesis de proteínas y el estudio del ADN. Para llevar a cabo este último podemos destacar los análisis del polimorfismo de fragmentos de restricción (RFLP), de las secuencias repetidas (los más conocidos son los métodos actuales de estudio de microsatélites), la amplificación al azar del ADN (RAPDs, AFLPs) o directamente su secuenciación.

Cada uno de los métodos citados es útil para abordar distintos problemas. Además, los estudios de conservación se pueden referir a los ecosistemas, a las comunidades o a los propios individuos;

TABLA 1

Aplicación de varias técnicas moleculares (modificado de Hillis et al., 1996).

Problema	Alozimas	Citogenética	Análisis restricción	Análisis fragmentos*	Secuenciación ADN/ARN
Evolución génica	M	M	M	-, M, -	+
Subdivisión poblacional	+	M	+	M, +, -	+
Sistemas de reproducción	+	M	M	M, +, -\$	
Detección de clones	+	M	+	+, +, +	\$
Heterozigosis	+	-	+	-, +, M	M
Test de paternidad	M	-	M	M, +, +	\$
Relaciones individuales	M	-	M	M, +, M	\$
Variación geográfica	+	M	+	M, +, M	+
Hibridación	+	+	+	+, M, -	\$
Fronteras interespecíficas	+	+	+	+, M, -	+
Filogenia (0-5 MA)	+	M	+	-, M, -	+
Filogenia (5-50 MA)	+	M	+	-, -, -	+
Filogenia (50-500 MA)	M	M	M	-, -, -	+
Filogenia (500-3500 MA)	-	-	-	-, -, -	+

Símbolos: -, uso inapropiado de la técnica; M, apropiado ocasionalmente; \$, apropiado uso de la técnica, pero desaconsejado por coste excesivo; +, método apropiado y coste razonable. MA= millones de años.

* Los análisis de fragmentos incluyen valoraciones para RAPDs, mini- o microsatélites, y multilocus fingerprinting, en este orden.

en cualquiera de estos casos las diferentes técnicas moleculares permiten evaluar los procesos y desarrollar estrategias de manejo y gestión. Un resumen de la validez de las técnicas moleculares fue publicado por Hillis *et al.* (1996), como se muestra en la tabla 1.

Técnicas moleculares aplicadas en conservación

Cariología

Entre las distintas técnicas citadas, la cariólogía es la que viene aplicándose desde más antiguo. Estudios a-cariológicos, esto es, la descripción básica del complemento cromosómico, fundamentalmente el número, tamaño y forma de los cromosomas, fueron publicadas en Salmónidos en los años 30 (Prokofieva, 1934), aunque hay ya descripciones del siglo XIX (Ruckert, 1892).

Una revisión de los cariotipos conocidos de peces (Sola *et al.*, 1981) nos permite comprobar que existe un número que se repite insistentemente: la mayoría de las especies poseen 46-50 cromosomas. A partir de este número, que podría suponerse ancestral, se observa que Salmónidos, Catostómidos y ciertos Ciprínidos poseen una dotación doble de cromosomas, pudiéndose entonces deducir el origen poliploide de tales especies.

Ya este dato básico del número de cromosomas puede ser útil, incluso en estudios actuales, cuando se observan fenómenos de reproducción asexual (que pueden originar poliploides, como ocurre en España con el complejo *Squalius alburnoides*, en el cual existen evidencias de hibridogénesis con resultado de poblaciones casi exclusivamente formadas por hembras triploides: Carmona *et al.*, 1997; Alves *et al.*, 1998) o de grupos con distinto índice de ploidía entre sus representantes (caso del género *Barbus*, el cual incluye especies diploides, tetraploides y hexaploides; Collares-Pereira y Madeira, 1990; Berrebi *et al.* 1996; Machordom y Doadrio, en prep.).

La tinción de los cromosomas por distintas técnicas ha permitido bandeos o el rastreo de otras estructuras (como los organizadores nucleolares -NOR- o determinados genes), que en ocasiones permiten distinguir poblaciones de ciertas especies o incluso la detección de fenómenos de introgresión, como en el caso de la trucha (Sánchez *et al.*, 1990).

Electroforesis aloenzimática

La aplicación en genética de la separación de proteínas disueltas sometidas a un campo eléctrico se remonta a los años 60 (Harris, 1966; Hubby y Lewontin, 1966). Hasta la actualidad viene siendo muy usada y es fuente de gran cantidad de información susceptible de aplicarse para la conservación. De hecho, hasta muy recientemente era la técnica ideal para conocer el estado genético de las poblaciones, al proporcionar los parámetros conocidos de la genética de poblaciones para aplicar a gestión y conservación, aunque en los últimos años compite con el análisis de microsátélites. No obstante, ciertos biólogos moleculares, acaso más preocupados por las “novedades”, la consideran como una técnica a “extinguir” (al igual, desgraciadamente, que parte de nuestra ictiofauna). Es de destacar, sin embargo, que no se trata una opinión unánime y muchos y en ocasiones muy prestigiosos autores llegan a plantear la siguiente situación: “Imagine que los métodos de secuenciación de ADN se hubieran estado aplicando ampliamente en los últimos 30 años y que sólo recientemente las técnicas de electroforesis de proteínas se hubieran implantado. No hay duda de que se daría una afluencia impetuosa hacia las técnicas aloenzimáticas, con fundamentos justificables como: a) los métodos tienen un costo asequible y son técnicamente sencillos, b) las variaciones reveladas reflejan polimorfismos mendelianos independientes en varios loci distribuidos a lo largo del genoma (en contraposición a los polimorfismos ligados en una única región del ADN), y c) el reemplazamiento aminoacídico no detectado por la electroforesis de proteínas (en comparación con los cambios silenciosos de bases en los estudios ADN) pudiera llevar a los estudiosos de la evolución molecular más cerca de la “realidad de las cosas” de la evolución adaptativa...” (Awise, 1994).

Los parámetros útiles en conservación a los que antes hacíamos referencia son, fundamentalmente, el polimorfismo y la heterocigosis. El primero representa una medida de las diferentes formas aloenzimáticas encontradas por población, esto es, de la variación existente, y la heterocigosis evalúa su combinación. Ambos factores son necesarios para una adecuada supervivencia de las especies, representando además la base necesaria para la evolución.

Otros parámetros que pueden deducirse de este tipo de estudios son el flujo génico (que delimita las poblaciones de cada especie), las tasas de migración o el tamaño efectivo de la población. Todos estos datos permiten conocer la probabilidad de supervivencia de las poblaciones en condiciones naturales y prever su evolución según distintos modelos (ver, por ejemplo: Bartley *et al.*, 1992; Dowling y Childs, 1992; Slatkin, 1993; Morán *et al.*, 1995).

Además de estas aproximaciones intraespecíficas, a través de la electroforesis de proteínas también pueden valorarse parámetros interespecíficos, que pueden ser igualmente aplicables a la conservación (como puede representar la distinción de distintas especies de Cobítidos en la Península: Perdices *et al.*, 1995; Doadrio y Perdices, 1997; Perdices y Doadrio, en prensa; o las filogenias de Ciprínidos ibéricos: Machordom *et al.*, 1995; Carmona *et al.*, 2000).

Polimorfismo de los fragmentos de restricción (RFLP)

Esta técnica consiste en la digestión de ADN extraído o amplificado mediante endonucleasas. Las enzimas de restricción o endonucleasas reconocen secuencias nucleotídicas determinadas (usualmente entre 4 y 6 pares de bases), cortando en su interior o en uno de sus flancos. Aunque no se determine la secuencia nucleotídica directamente, al reconocer una secuencia determinada constituye un método indirecto de evaluación de mutaciones. Por ejemplo, supongamos que se cuenta con ADN mitocondrial completo de dos especies. Este ADN puede ser cortado por una endonucleasa como *Hind III*, que reconoce secuencias AAGCTT. Esto es, cada vez que esta enzima reconozca tal secuencia, cortará la doble hélice tras la primera Adenina (A). En el caso de que uno de estos llamados sitios de restricción hayan mutado en una de las especies (por ejemplo, pase a ser AGGCTT), el sitio no será reconocido y ese fragmento no se cortará. La comparación de fragmentos obtenidos en las dos especies permite, por tanto, estimar indirectamente cambios en la secuencia.

Tras el desarrollo de la amplificación en cadena de la polimerasa (PCR), se encuentran trabajos que combinan estas dos técnicas, como detallaremos en el ejemplo del estudio de la variabilidad de las truchas de la Península Ibérica (Machordom *et al.*, 2000).

El RFLP permite el análisis de numerosos de ejemplares por población, lo cual sería muy costoso mediante la secuenciación. Una vez conocidas las secuencias de ejemplares representantes de poblaciones o especies, así como sus diferencias, puede incluso ampliarse el estudio analizando la variabilidad o caracterizando nuevos especímenes, gracias al empleo de endonucleasas apropiadas para detectar tales cambios.

Amplificación del ADN y sus aplicaciones directas

El desarrollo de la amplificación en cadena de la polimerasa (PCR, Kleppe *et al.*, 1971; Mullis y Faloona, 1987) ha permitido un incremento exponencial de las técnicas moleculares, no sólo en la obtención de datos sino en idear nuevas técnicas que se basan casi exclusivamente en sus propiedades, jugando con ciertos de los parámetros (como pueden ser los cebadores -primers- en los RAPDs). Básicamente la PCR permite la obtención de una gran cantidad de ADN a partir, incluso, de una única célula. No fue un descubrimiento novedoso, ya que se basa únicamente en la replicación del ADN, proceso bien conocido desde hace tiempo; pero el descubrimiento de bacterias termorresistentes (*Thermus aquaticus*) y la posterior obtención por ingeniería genética de polimerasas igualmente termorresistentes, ha propiciado automatizar fácilmente dicha replicación, de forma que repitiéndola un determinado número de ciclos se llega a aumentar miles de veces la cantidad inicial de ADN.

Así, con cantidades de ADN suficientes, han podido secuenciarse ya genomas completos y, gracias a la acumulación de datos, encontrar cebadores adecuados para continuar explorando el genoma de diversos organismos.

Pero ciertas técnicas, como indicamos, se han basado únicamente en la PCR para la obtención de datos: utilizando distintos cebadores de corta longitud (unas 10 bases), se desarrollaron los RAPDs (polimorfismo de fragmentos de ADN amplificados al azar) o, combinando con la acción de endonucleasas, los AFLPs (polimorfismo de longitud de fragmentos amplificados).

RAPDs y AFLPs

Los fragmentos amplificados al azar parten de reacciones de PCR en las que se añaden varios cebadores. Los cebadores usados en los RAPDs, al ser cortos, tienen mayor probabilidad de encontrar varios sitios diana en el ADN nativo y así la amplificación resultante podrá mostrar un patrón de varias bandas (fragmentos). La comparación de los patrones entre individuos de distintas poblaciones o especies revelará, por tanto, diferencias en las secuencias analizadas.

Los RAPDs, al igual que los AFLPs, son una forma indirecta de evaluar las diferencias en las secuencias, pero ambas técnicas tienen como ventaja la posibilidad de analizar muchos individuos con un costo limitado y en escaso tiempo. Algunos detractores de estas técnicas ponen en evidencia la posible falta repetición de los resultados de los RAPDs, ya que pequeñas variaciones en las condiciones de la PCR pueden proporcionar resultados diferentes, además de ser técnicas en las cuales se desconoce qué partes del genoma se están comparando, o en las cuales pueden obtenerse fragmentos de la misma longitud procedentes de distintas zonas genómicas. Queda la posibilidad de secuenciar las distintas bandas obtenidas para comprobar su homología, pero esta comprobación no suele realizarse.

Por tanto, suponemos que su uso será cada vez menos frecuente (al menos lo está siendo para los RAPDs), al encontrarse ya actualmente mejores opciones metodológicas que permiten comparar resultados más fácilmente. En todo caso, la idea de la que partió el empleo de los RAPDs se está empleando actualmente, en combinación con el empleo de enzimas de restricción en los AFLPs.

La recientemente descrita (Vos *et al.*, 1995) técnica de AFLP (polimorfismo de longitud de fragmentos amplificados) consiste en un fingerprinting de ADN (patrones multivariados) basado en PCR, que puede detectar múltiples fragmentos de restricción sobre un único gel de poliacrilamida y que, por tanto, lo hace útil en estudios de poblaciones. El AFLP consiste en digestiones con enzimas de restricción que cortan en pocos sitios (aquellas que reconocen 6 pares de bases) y otras que cortan más frecuentemente (las que reconocen 4 pares de bases). Después de ligaciones con "adaptadores", los fragmentos de restricción del ADN genómico son selectivamente amplificados y separados por electroforesis. Así, el AFLP

identifica variaciones en los sitios de restricción o en los sitios de extensión de los primers, o inserciones/delecciones en el fragmento de ADN por su tamaño (Yan *et al.*, 1999).

Esta técnica ha sido usada incluso en identificación de sexos (Griffiths y Orr, 1999), aunque no tenemos conocimiento de que ambas técnicas hayan sido publicadas aún en estudios de nuestra ictiofauna.

Microsatélites

El análisis de la variación de los microsatélites constituye una de las herramientas que más se están empleando en los últimos tiempos para abordar estudios de conservación (Roy *et al.*, 1994, Paetkau y Strobeck, 1994). Aunque no se han publicado aún resultados aplicando esta técnica en nuestra ictiofauna, ya se conocen numerosos datos de su utilización en peces, principalmente para Salmónidos (ver, por ejemplo, Estoup *et al.*, 1993; Presa *et al.*, 1994; Condrey y Bentzen, 1998 o Nielsen, 1999).

Se denominan microsatélites aquellas secuencias cortas (de 2 a 5 pares de bases) repetidas en tándem un alto número de veces, con una alta tasa de variación en el número de copias entre individuos. Estas copias tienden a estar distribuidas al azar en el genoma, dándose la posibilidad de sobrecrecimientos u otros fenómenos durante la replicación, lo cual representa una fuente de variación.

El número de repeticiones de dichas secuencias se denomina, aunque impropriamente, alelo, y los métodos de análisis se están desarrollando tratándolos como tales. Así, si un individuo o grupo de individuos posee, por ejemplo, 250 copias de una secuencia como AC, otro 260 y un tercero posee ambos "alelos" en heterocigosis, a partir de ahí se deducirán parámetros como los enunciados para la electroforesis aloenzimática de polimorfismo, heterocigosis, equilibrio de frecuencias, flujo génico, etc.

A pesar de contar como posible inconveniente el corresponder a zonas que no se traducen, la difícil detección de alelos nulos (Dowling *et al.*, 1996) o la especificidad de los cebadores, en cierto sentido, el estudio de microsatélites está reemplazando el de la variación aloenzimática, dada su mayor facilidad técnica (una vez encontrados los cebadores adecuados), su rapidez y, sobre todo, la posibilidad que aporta una técnica que trabaja con ADN: la escasa cantidad de material de base necesario y el hecho de no requerir una conservación especial de los tejidos, indispensable para el análisis de proteínas. Esta última propiedad potencia igualmente, el estudio tanto de material vivo como extinto.

Secuenciación de ADN

El método que nos aproxima más a lo que podría considerarse la variación real entre dos individuos, poblaciones o especies es la secuenciación. La técnica es la misma para el análisis de los nucleótidos del ARN o del ADN, pero es sobre el ADN sobre el que se aplica mayoritariamente.

Partiendo de una cantidad suficiente de ADN (obtenida por PCR o clonaje, o combinación de ambas técnicas) serán necesarios únicamente unos cebadores adecuados para poder conocer su secuencia nucleotídica. Técnicamente, la secuenciación se suele realizar según el método de Sanger *et al.* (1977) y el desarrollo de la secuenciación automática (lectura de la secuencia de los nucleótidos marcados con un lector láser, evitando así el uso de radioactividad), de ciertos aparatajes accesorios, así como medios informáticos adecuados para tratar los datos resultantes, han permitido la proliferación de este tipo de datos.

Existen incluso grandes bases de datos en las que se pueden encontrar todas las secuencias hasta ahora conocidas que permiten comparar o comprobar las secuencias obtenidas.

Todo ello hace que esta herramienta sea muy interesante para su aplicación en conservación, aunque aún cuenta con ciertas limitaciones. Por ejemplo, el coste necesario para analizar variabilidad poblacional o intraespecífica es demasiado elevado, comparado con el preciso mediante la aplicación de otras técnicas ya enunciadas. El estudio de distintos genes puede también proporcionar informaciones diferentes, ya que no todos los genes evolucionan a la misma velocidad, con lo cual el diseño inicial deberá cuidarse especialmente en función de nuestros intereses. ¿Qué cantidad de variación es precisa para considerar que dos unidades son genéticamente distintas, de cara a su conservación? Se trata

de una cuestión sobre la que es difícil establecer criterios de carácter general. Lo más razonable sería comparar la diversidad intrapoblacional con la interpoblacional o intraespecífica antes de delimitar los niveles de variación aceptables para diferenciar las unidades a conservar (llamadas ESUs, unidades evolutivas significativas por Moritz, 1994, u OCUs, unidades operacionales de conservación, por Doadrio *et al.*, 1996), pero, como hemos indicado, aún no es habitual en los estudios que emplean la secuenciación como base de los análisis.

Casos prácticos

Para ilustrar el uso y aplicabilidad de las técnicas moleculares podríamos elegir dos de los grupos de peces ibéricos mejor estudiados: los Salmónidos y ciertas especies en peligro de extinción. En el primer caso, particularmente para *Salmo trutta*, la importancia comercial y social que representan sus poblaciones ha conducido a un empleo normalizado de la genética para evaluar el impacto producido en las poblaciones naturales por las introducciones de individuos foráneos (Taggart y Ferguson, 1986; García-Marín *et al.* 1991; Martínez *et al.* 1993; Machordom *et al.*, 1999, 2000). Un análisis general de la trucha común, en la Península Ibérica, ha sido presentado por Almodóvar (presente volumen), con lo que centraremos los ejemplos de aplicación de técnicas genéticas en las especies amenazadas.

Las especies catalogadas en Peligro de Extinción (Blanco y González, 1992), a pesar de tener escasa importancia comercial, son las idóneas para realizar planes de conservación. Las diferentes Administraciones (autonómicas, nacionales e internacionales), preocupadas por el mantenimiento del patrimonio natural, destinan fondos para el estudio y determinación de la variabilidad genética de estas especies, información que es (o debiera ser) utilizada posteriormente en planes de recuperación y gestión.

Especies amenazadas o en peligro

La preocupación actual del mantenimiento del patrimonio natural junto con la normativa que regula la Conservación de los Espacios Naturales y de la Flora y Fauna Silvestres (art. 31.3 Ley 4/1989 de 27 marzo) ha favorecido el aumento del uso de técnicas moleculares aplicadas a las especies en peligro de extinción. La obligada necesidad de redactar planes de recuperación de estas especies para eliminar el riesgo de extinción ha conducido al estudio de la variación genética de las poblaciones actuales de especies de Ciprinodóntidos: *Aphanius iberus* y *Valencia hispanica* (Fernández-Pedrosa *et al.*, 1995; Doadrio *et al.*, 1996; Perdices *et al.*, 1996; Planelles-Gomis, 1999; García-Marín y Pla-Zanuy, 1999), junto con otras especies sujetas a la misma amenaza, como *Salaria fluviatilis* (Perdices *et al.*, 2000) y *Cottus gobio*.

A pesar de haber estimado el deterioro y fragmentación de los hábitats naturales entre las principales causas del declive de las especies en peligro de extinción (Blanco y González, 1992; Vargas, 1993; Côté *et al.*, 1999), en el caso de los Ciprinodóntidos los estudios de su variabilidad genética han sido imprescindibles para poder establecer sus planes de recuperación (Planelles-Gomis, 1999). Concretamente, los niveles de variación genética nuclear (García-Marín *et al.*, 1990; Doadrio *et al.*, 1996; Perdices *et al.*, 1996; García-Marín y Pla, 1999) y mitocondrial (Fernández-Pedrosa *et al.*, 1995; González *et al.*, 1999; Perdices *et al.*, enviado) encontrados tanto en poblaciones naturales como en otras mantenidas en cautividad de *A. iberus* y *V. hispanica*, se sitúan dentro de lo esperado en especies no amenazadas. Aunque la variabilidad genética mostrada por los Ciprinodóntidos ibéricos no parece ser la causa primera de su declive, los estudios genéticos revelaron, invariablemente, patrones de aislamiento geográfico y de interrupción de flujo genético entre sus poblaciones.

En el caso particular de *A. iberus*, la variación alozímica y mitocondrial detectada ha conducido a la separación de las poblaciones mediterráneas y atlánticas en dos especies diferenciadas, tanto a nivel genético como morfológico (Doadrio *et al.*, en prensa). Para los Ciprinodóntidos ibéricos la gestión independiente de ambas especies de *Aphanius*, al igual que la consideración de las particularidades genéticas que identifican cada una de las poblaciones, es imprescindible para que los planes de recuperación sean útiles.

Las escasas poblaciones de *V. hispanica* que habitan en el litoral mediterráneo sirven para ejemplificar el manejo de especies amenazadas. El conocimiento de las características genéticas de las poblaciones naturales es imprescindible para su correcta gestión. Así, tanto los datos derivados de los estudios de la variabilidad alozímica (Perdices *et al.*, 1996), como los de enzimas de restricción de ADN mitocondrial (González *et al.*, 1999) indican la particularidad genética de todas sus poblaciones naturales, además de su alta variabilidad genética. Estas peculiaridades genéticas han sido relacionadas con las características de los hábitats en los que se encuentran dichas poblaciones (Vrijenhoek, 1994). Del mismo modo, los estudios genéticos han revelado el mantenimiento de la variabilidad genética en las poblaciones en cautividad, así como el origen híbrido de alguna de las poblaciones manejadas (González *et al.*, 1999).

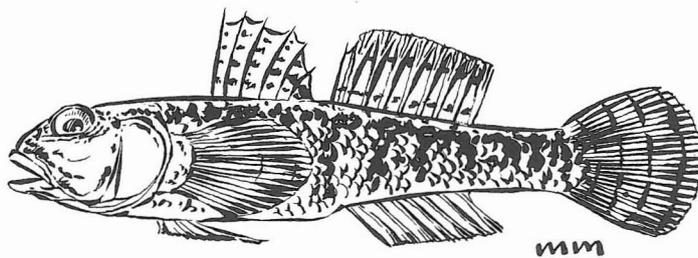
La alta diversidad genética encontrada en las poblaciones naturales de *V. hispanica* permite y aconseja la utilización de los stocks naturales puros como fuente primaria de variabilidad genética en cualquier plan de gestión, evitando de este modo la extinción de la diversidad presente en las poblaciones naturales.

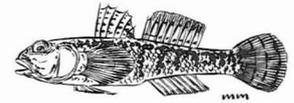
Otra de las especies catalogadas en Peligro de Extinción en la Península Ibérica, y que sirve como modelo de la ictiofauna mediterránea, es el fraile o blenio de río (*Salaria fluviatilis*). Esta especie presenta poblaciones aisladas en diferentes masas de agua, distribuidas principalmente de acuerdo con la disponibilidad de hábitats para su reproducción (Freeman *et al.*, 1990). Las particularidades genéticas encontradas en las poblaciones que habitan lagos junto con la homogeneidad genética de aquellas que pueblan ríos, deben ser tenidas en cuenta en cualquier plan de recuperación de la especie (Perdices *et al.*, 2000). De los estudios previos se desprende el hecho de que cualquier plan de gestión de este pez, además de preservar su variabilidad genética, debe tener en cuenta sus requerimientos ecológicos específicos: sustrato, oxígeno, velocidad de corriente, etc. (Freeman *et al.*, 1990; Côté *et al.*, 1999).

Como hemos querido mostrar, las técnicas moleculares en biología de la conservación tratan, a partir de la descripción de la variación genética, de definir la estructura poblacional y las relaciones filogenéticas, de proporcionar marcadores capaces de estimar el flujo génico y los sistemas de reproducción, e inferir o predecir respuestas evolutivas a fenómenos como pérdida de hábitats, reducción del tamaño de las poblaciones, nuevas mutaciones, etc. Sin embargo, dado que en la práctica la biología de la conservación hace hincapié en la protección de hábitats en reservas (para cuya selección o diseño de emplazamiento a menudo no se requiere mucha información genética), en la importancia de factores demográficos o en la existencia de planes de recuperación de especies raras o en peligro (frecuentemente realizadas *ex situ*, en zoológicos, por ejemplo), todo ello nos hace precisar que no debe olvidarse que cada ciencia, o metodología, puede resultar inoperante si no se combina con otras (Loeschke *et al.*, 1994). Aunque las herramientas moleculares son de una utilidad innegable y de uso obligado en la mayoría de los casos, el hábitat, el comportamiento y en general todos los factores que afecten a la historia biológica de una especie, han de tenerse en cuenta cuando se aborden su protección o recuperación.

Estado de Conservación de las Comunidades de Peces del Estuario del Guadalquivir

Carlos Fernández-Delgado
Departamento de Biología Animal. Universidad de Córdoba.



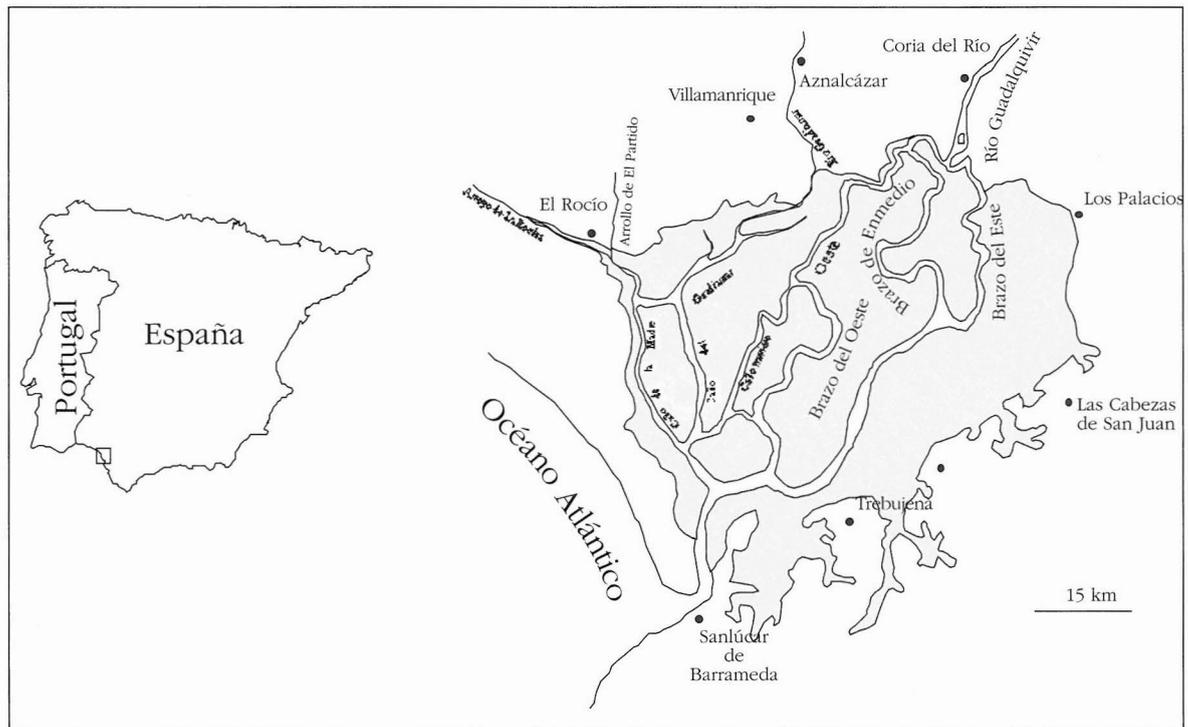


APROVECHANDO la oportunidad que se me brinda, desearía comentar el estado de conservación de una de las zonas de mayor diversidad biológica no sólo de la Península Ibérica, sino de toda Europa, el estuario del Guadalquivir. Como se verá, hay motivos más que sobrados para que esta zona posea una de las máximas categorías de protección. Su riqueza biológica es comparable a la de cualquier ecosistema terrestre por muy singular que sea. Los gestores y responsables del medio ambiente en general deberían sacar del olvido a los ecosistemas acuáticos y desarrollar mayores medidas de conservación para ellos. En materia de biodiversidad, los sistemas acuáticos son tanto o más singulares que los terrestres, por tanto deberían de disfrutar de los mismos privilegios conservacionistas que los terrestres. En el intento de cambiar la tendencia de conservar ecosistemas terrestres y no acuáticos va el presente artículo.

El estuario del Guadalquivir es una zona poblada desde tiempos remotos, donde las actividades humanas han ido en progresivo incremento hasta alcanzar máximos históricos en la década de los 60 y 70 del siglo XX. También, al ser desembocadura de río, el estuario ha recibido la influencia de actividades desarrolladas aguas arriba, en la cuenca de recepción, especialmente las relacionadas con la contaminación, deforestación y retención de agua (embalses, derivaciones, etc.). Con el tiempo, todas esas actuaciones han ido conformando el paisaje que actualmente existe en la zona, donde vamos a considerar el cauce principal del Guadalquivir por un lado y las marismas por otro. En éstas hay que

FIGURA 1

Localización del estuario del Guadalquivir



diferenciar las marismas humanizadas de las que se conservan en estado más o menos natural, todas incluidas en los límites del Parque Nacional de Doñana.

En la Alta Edad Media, existían tres grandes brazos en el interior de las ya formadas Marismas del Guadalquivir: el Brazo del Este, el de Enmedio y el del Noroeste o de la Torre. Dichos brazos limitaban dos grandes islas, Isla Mayor e Isla Menor (Figura 1). A estos brazos convergían multitud de canales mareales que se extendían por toda la marisma y la drenaban de forma natural. Las marismas sufrían inundaciones periódicas producidas por las, a veces, violentas descargas del río Guadalquivir (Menanteau y Vanney, 1985). A este caudal se unía el de pequeños ríos y arroyos que desembocaban directamente en la zona (Guadamar, Arroyo de la Rocina, del Partido, Arroyo Salado de Morón, etc.). Entonces las marismas desaparecían bajo un manto de agua, reconstituyéndose la antigua laguna litoral, que los romanos denominaban *Lacus Ligustinus*. Este agua dulce y cargada de nutrientes arrancados a la cuenca de recepción, se mezclaba en distinto grado con la salada proveniente del mar durante las pleamares diarias. La mezcla, que no era homogénea, creaba multitud de ambientes, unos temporales, otros permanentes, donde la salinidad era el factor determinante (Bernúes, 1990). La biodiversidad acuática que existiría por esas fechas en la zona debió ser extraordinaria pues en ella confluían especies propias de aguas dulces, de aguas salobres y de aguas saladas.

Las principales transformaciones humanas en el Estuario del Guadalquivir se han realizado a tres niveles diferentes:

- 1.- Modificaciones efectuadas sobre el cauce principal para favorecer el tráfico marítimo (el Guadalquivir es el único río navegable de España).
- 2.- Modificaciones efectuadas en las marismas para el uso agrícola de las tierras.
- 3.- Actividades humanas en la cuenca de recepción: embalses, deforestación, vertidos, etc.

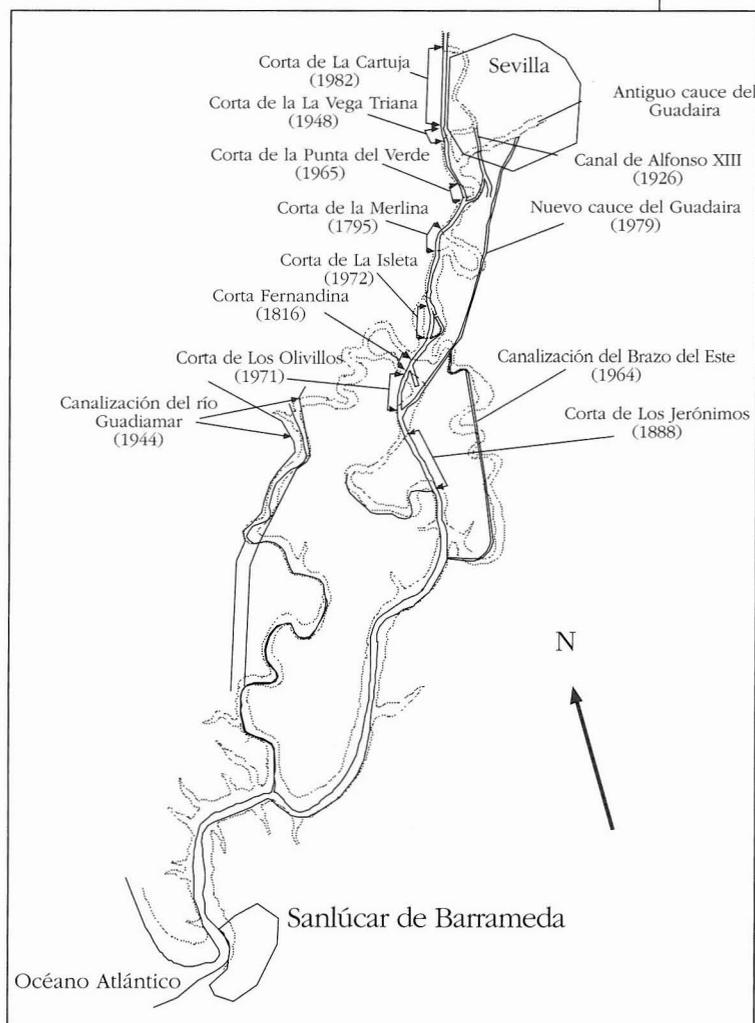
La degradación de las condiciones náuticas del cauce del Bajo Guadalquivir, dio origen a diversos proyectos de rectificación de su trazado. En 1795 se termina la primera *corta* denominada «Merlina», que redujo la distancia de navegación entre Sanlúcar de Barrameda y Sevilla, en unos 10 km (Del Moral, 1991). Desde entonces hasta la última, la de «La Cartuja», efectuada en 1982, se han llevado a cabo otras siete cortas que han reducido la distancia de navegación entre Sevilla y el mar, originalmente de 127 km, en unos 50 km (Menanteau, 1982, 1984) (Figuras 2 y 3).

Estas modificaciones han hecho del antiguo Guadalquivir un cauce casi rectilíneo, donde se han producido importantes cambios en su dinámica fluvial, ahora la marea deja sentir sus efectos de una manera mucho más potente que antaño.

En la zona también se han producido otras grandes obras hidráulicas con dos fines principales: evitar las inundaciones que periódicamente azotaban Sevilla, y canalizar el agua para el riego de los cultivos marismeños. A ello se

FIGURA 2

Modificaciones llevadas a cabo en el bajo Guadalquivir



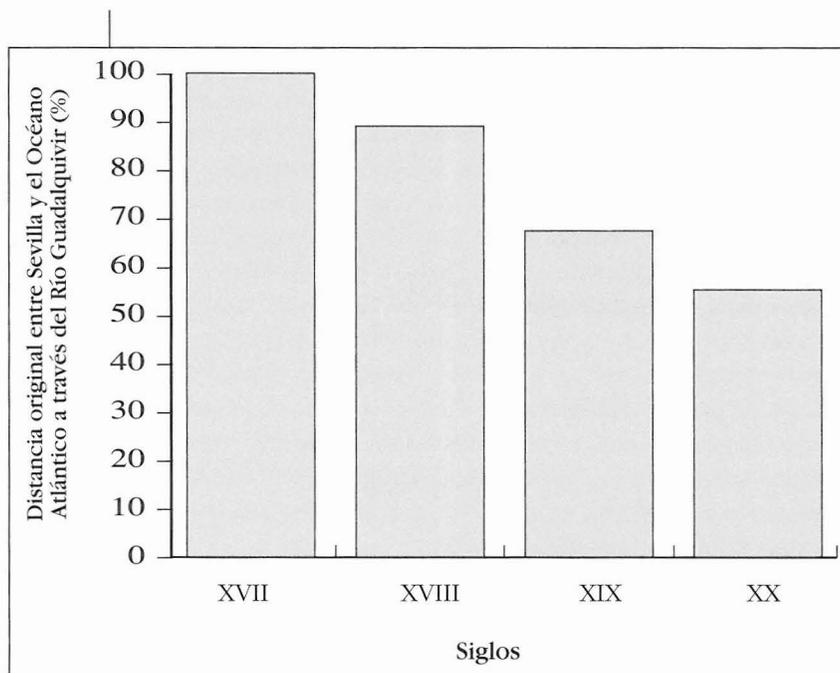


FIGURA 3

Reducción de la distancia entre Sevilla y el Atlántico a través del río Guadalquivir

con graves efectos sobre el ecosistema estuárico se centra en la detración del agua que de forma natural llegaba a la zona. Más de 40 grandes embalses con una capacidad cercana a los 8.000 Hm³ se han construido en diversos tributarios de la cuenca, incluidos aquellos que directamente desembocaban en la zona (Torre del Aguila, Morón, el Agrío o el Cuervo).

Además de estas grandes transformaciones, el asentamiento de núcleos urbanos e industriales tanto en el estuario como en la cuenca de recepción y el uso incontrolado de biocidas y abonos ha hecho disminuir notablemente la calidad de las aguas estuáricas. El peligro que representan ha quedado de manifiesto tras el reciente vertido tóxico de las minas de Boliden-Apirsa situadas a más de 60 km del estuario.

El proceso de deforestación en la cuenca de todos los ríos y arroyos que llegan al estuario aceleran los procesos de colmatación de la marisma. Un buen ejemplo de ello lo tenemos en el arroyo del Partido que afecta directamente al Parque Nacional.

Existen además otras actividades humanas que también ejercen su influencia negativa sobre el ambiente estuárico. Uno de los más graves es la pesca incontrolada que se desarrolla en los últimos 40 km del cauce principal del Guadalquivir, incluso en el Brazo de la Torre dentro del Parque Nacional. En esta zona crían más de 20 especies marinas explotadas comercialmente en el Golfo de Cádiz. Alevines que son capturados en masa durante la pesca de la angula y el camarón.

Los efectos del dragado periódico del cauce principal para facilitar la navegación, están aún por evaluar, el volumen anual dragado oscila entre 100.000 y 200.000 m³.

Uno de los principales escollos por los que atraviesa cualquier medida de gestión en la zona es el elevado número de administraciones (nacionales, regionales y locales) con competencias en la zona y con intereses a veces contrapuestos. Cualquier toma de decisión es difícil de consensuarse.

Efectos sobre las comunidades acuáticas

La construcción de un sinfín de compuertas por toda la marisma con el propósito de liberar las tierras de la influencia mareal, y la eliminación de los canales de drenaje naturales ha hecho que el medio mareal quede limitado exclusivamente al cauce principal cubriendo menos del 2% de la superficie estuárica (Figura 5). Todos los hábitats intermareales han desaparecido y sólo quedan marismas más o menos naturales en el interior del Parque Nacional. Sin embargo tampoco estos terrenos se han

deben obras como el Canal de Alfonso XIII (1926), o los encauzamientos del río Guadamar (1944) y del Brazo del Este (1964) (Menanteau y Vanney, 1985; Del Moral, 1991) (Figura 2).

La gran transformación del terreno marismeño se produce fundamentalmente en el siglo XX y a partir de los años 30 (González Arteaga, 1993). En la actualidad sólo unas 27.000 Ha (12% del territorio original) se conservan en estado natural, dentro de los límites del Parque Nacional de Doñana. Los dos grandes brazos de antaño (El Brazo del Este y el Brazo de la Torre) han sido canalizados, desapareciendo su forma original, y todos los que desembocaban al cauce principal (antiguo Brazo de Enmedio) han sido rellenados o aislados mediante compuertas (Figura 4).

La tercera gran actuación humana

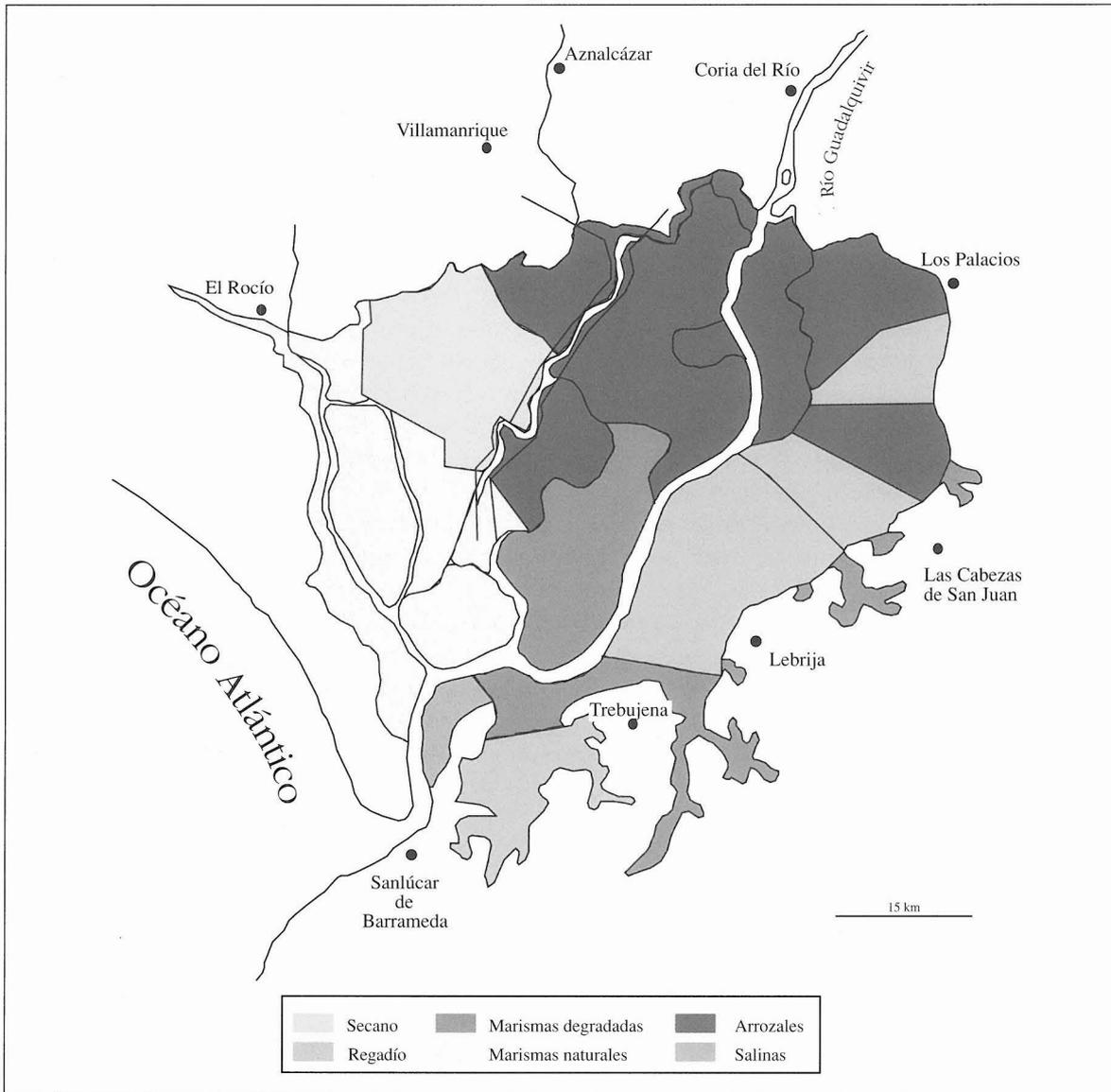
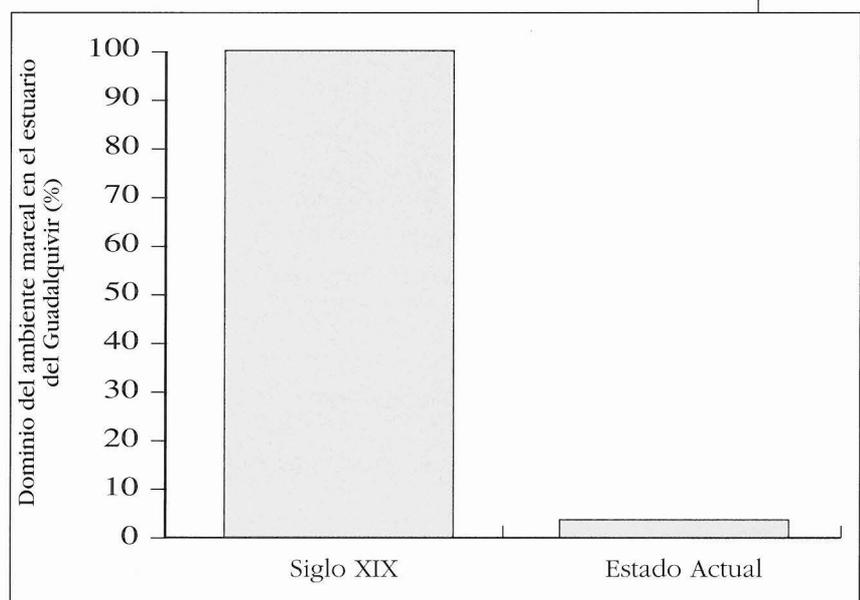


FIGURA 4
 Usos del suelo en el estuario del Guadalquivir

FIGURA 5
 Dominio del ambiente mareal en el estuario del Guadalquivir

librado de la acción humana, todos los canales de drenaje naturales han sido transformados y aislados del Guadalquivir por compuertas. Doñana se ha convertido en una península, rodeada por las aguas del Océano Atlántico, del Río Guadalquivir y del Brazo de la Torre, pero sin conexión con ellas. El artificial manejo que se hace del agua dentro del Parque Nacional, se orienta fundamentalmente hacia la importante comunidad de aves, en detrimento de otro significativo segmento de biodiversidad como es el de las comunidades acuáticas.

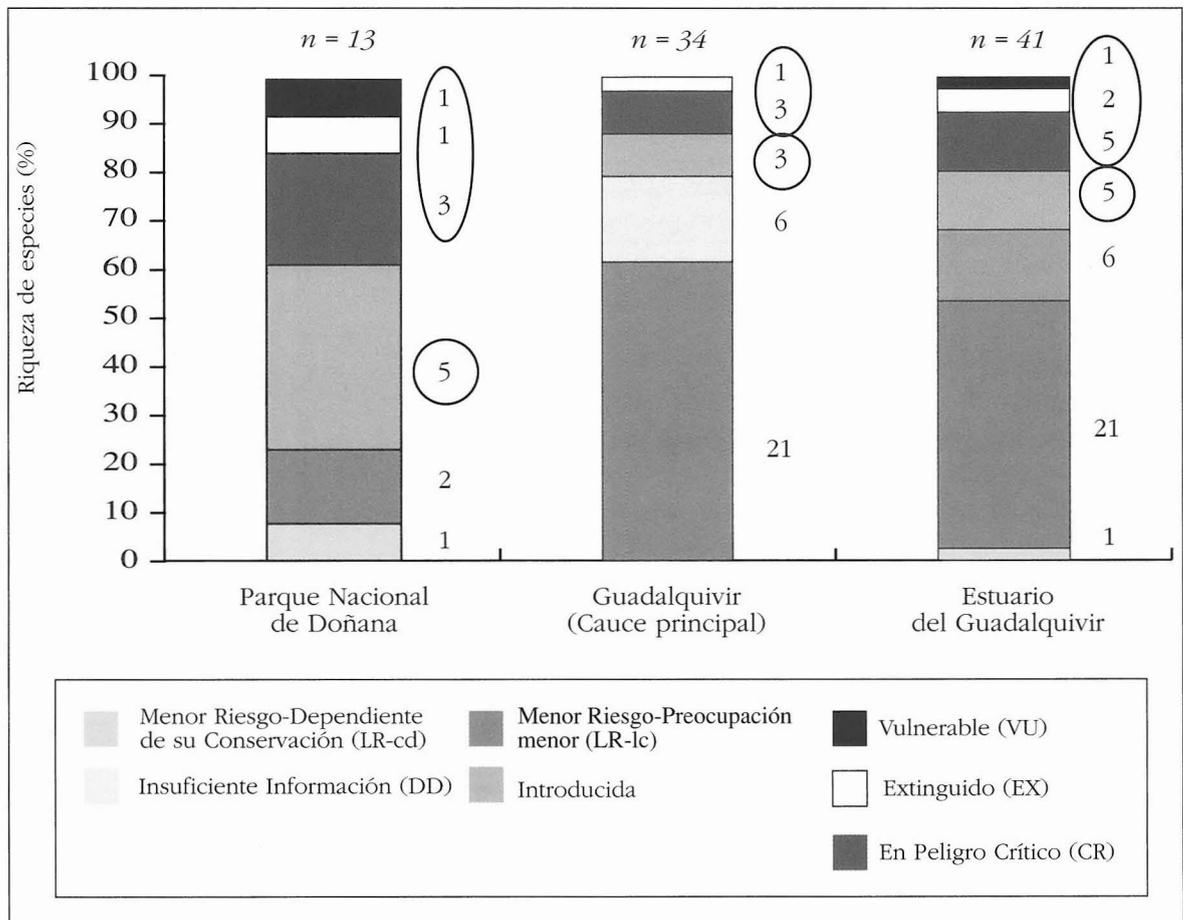
La progresiva pérdida de llegada de agua dulce al estuario al ser reteni-



da en numerosos puntos de la cuenca conlleva una mayor intrusión marina en la desembocadura y un empobrecimiento de nutrientes en la zona al quedar estos retenidos en la cubeta de los embalses. Es probable que esta carencia de nutrientes esté siendo suplida actualmente con los vertidos orgánicos sin depurar de más de 20 municipios, pero es de prever que este aporte artificial de nutrientes se reduzca notablemente en un futuro próximo pues las normas comunitarias obligan, para el 2005, a depurar las aguas de todas las poblaciones de más de 2.000 habitantes.

Al analizar los efectos de todas estas transformaciones sobre la comunidad de peces del estuario, hay que diferenciar tres grandes grupos según la zona donde se ubican. Así un primer grupo de especies lo constituyen aquellas que se asientan en las marismas humanizadas. En ellas proliferan las especies oportunistas que compiten con elevado éxito con las autóctonas que apenas encuentran condiciones apropiadas para establecerse. Es el terreno de la carpa, gambusia y/o fúndulo. La segunda comunidad se asienta sobre los últimos 50 km de cauce principal del Guadalquivir, única zona donde aún persiste el medio mareal. Su valor ecológico es tan extraordinario que puede perfectamente considerarse como uno de los puntos más calientes de biodiversidad en Andalucía (Tabla I). En ella se han capturado 55 especies de peces, 49 de crustáceos, 22 de insectos acuáticos, y 8 de invertebrados no artrópodos. (Drake *et al.*, en revisión). De ellas al menos 20 especies de peces la utilizan como zona de cría y engorde. Además, ciertos procesos propios del ambiente estuárico como las migraciones nictamerales y mareales, aún persisten en la zona. El tercer grupo de especies se ubica dentro de los límites del Parque Nacional de Doñana. El aislamiento de estas marismas y el manejo de sus aguas son los principales factores responsables del paupérrimo estado de conservación de su ictiofauna. El espinosillo se ha extinguido y la pardilla, el barbo y el cacho están a punto de hacerlo. Las especies exóticas (perca-sol, gambusia, carpa, fúndulo y black-bass) constituyen cerca del 40% de su ictiofauna. Sólo una especie, el pejerrey, no está amenazada.

FIGURA 6
Estado de conservación en diferentes áreas del estuario del Guadalquivir



Globalmente, al menos 41 especies de peces, 36 autóctonas y 5 alóctonas, utilizan el estuario en todo o en parte de su ciclo biológico (Figura 6). En los últimos 50 años han perdido 2 especies (el sábalo y el espinosillo) y 5 (casi el 20% de la comunidad piscícola) están a punto de desaparecer (saboga, esturión, lamprea, cacho y pardilla). En conjunto, el 45% de las especies autóctonas del Estuario del Guadalquivir poseen graves problemas de conservación. Del resto se puede afirmar que, por el momento, se conservan en buen estado, aunque las amenazas que sobre ellas se ciernen son numerosas.

Medidas de conservación

La primera medida de conservación debería ser la toma de conciencia del problema por parte de los gestores aceptando que la comunidad piscícola del Bajo Guadalquivir presenta graves problemas de conservación. Problemas que pueden y deben resolverse considerando la zona en su conjunto, intentando integrar la Doñana húmeda en su entorno.

Las implicaciones sociales que puede acarrear el deterioro de esta comunidad animal pueden ser considerables. En los últimos 40 km del Guadalquivir se concentran los juveniles de más de 20 especies marinas explotadas comercialmente en el Golfo de Cádiz. No es exagerado afirmar que del estado de salud de esta comunidad va a depender parte del nivel económico de la zona. Implicaciones que son tanto más elevadas por cuanto que los productos de mar constituyen uno de los principales atractivos turísticos de la zona.

La actual política de construcción de embalses, debido a la psicosis de sequía en la que hoy se vive, debe ser reconsiderada seriamente. Al igual que el agricultor necesita que el agua llegue hasta su plantación, los pescadores necesitan también ese agua para «abonar» el estuario. Por tanto el agua que llega al mar no se «pierde» como afirman algunos.

TABLA 1

Catálogo de especies capturadas en el Estuario del Guadalquivir y agrupadas según categorías ecológicas. Las especies con asterisco (**) están extinguidas.

I. Diádromas.	II. Sedentarias.	III. Estacionales.	IV. Accidentales
1.- <i>P. marinus</i>	II.1. Autóctonas.	1.- <i>S. pilchardus</i>	IV.1. De origen dulceacuícola.
2.- <i>A. sturio</i> **	1.- <i>B. sclateri</i>	2.- <i>E. encrasicolus</i>	1.- <i>C. auratus</i>
3.- <i>A. anguilla</i>	2.- <i>S. pyrenaicus</i>	3.- <i>H. didactylus</i>	2.- <i>E. lucius</i>
4.- <i>A. alosa</i> **	3.- <i>Cb. lemmingii</i>	4.- <i>U. cirrosa</i>	3.- <i>O. mykiss</i>
5.- <i>A. fallax</i>	4.- <i>C. paludica</i>	5.- <i>A. regius</i>	4.- <i>Cb. willkommii</i>
6.- <i>Cb. labrosus</i>	5.- <i>A. boyeri</i>	6.- <i>D. labrax</i>	
7.- <i>L. ramada</i>	6.- <i>G. niger</i>	7.- <i>D. punctatus</i>	IV.2. De origen marino.
8.- <i>L. aurata</i>	7.- <i>G. paganellus</i>	8.- <i>H. picarti</i>	1.- <i>E. myrus</i>
9.- <i>L. saliens</i>	8.- <i>Aphanius baeticus</i>	9.- <i>P. saltator</i>	2.- <i>O. serpens</i>
10.- <i>M. cephalus</i>	9.- <i>G. gymnurus</i> **	10.- <i>D. annularis</i>	3.- <i>C. conger</i>
	10.- <i>S. abaster</i>	11.- <i>D. sargus</i>	4.- <i>B. belone</i>
	11.- <i>S. acus</i>	12.- <i>D. bellottii</i>	5.- <i>H. hippocampus</i>
	II.2. Introducidas	13.- <i>D. vulgaris</i>	6.- <i>H. ramulosus</i>
	1.- <i>C. carpio</i>	14.- <i>S. aurata</i>	7.- <i>L. amia</i>
	2.- <i>F heteroclitus</i>	15.- <i>A. minuta</i>	8.- <i>T. ovatus</i>
	3.- <i>G. holbrooki</i>	16.- <i>P. microps</i>	9.- <i>P. incisus</i>
	4.- <i>M. salmoides</i>	17.- <i>P. minutus</i>	10.- <i>L. mormyrus</i>
	5.- <i>L. gibbosus</i>	18.- <i>D. cuneata</i>	11.- <i>M. barbatus</i>
		19.- <i>S. vulgaris</i>	12.- <i>M. surmuletus</i>
		20.- <i>A. tobianus</i>	13.- <i>S. bailloni</i>
			14.- <i>S. cinereus</i>
			15.- <i>L. pavo</i>
			16.- <i>L. trigloides</i>
			17.- <i>S. sphyraena</i>
			18.- <i>S. kleini</i>
			19.- <i>S. senegalensis</i>
			20.- <i>S. fiatola</i>

El accidente ocurrido en abril de 1998 ha puesto en evidencia la seria amenaza que dicha explotación significa para el Bajo Guadalquivir, incluidos Doñana y el Golfo de Cádiz, y ello debería conducir a que las autoridades competentes reflexionen seriamente sobre la continuación de la citada actividad minera (noticias de última hora afirman que Boliden ha quebrado).!!!

La indefinición burocrática que existe actualmente respecto al estuario, debería resolverse, pues es imposible gestionarlo eficazmente mientras existan tantas administraciones y colectivos con competencia en la zona.

La construcción de escalas para peces, especialmente en la dañina presa de Alcalá del Río (Sevilla) y un buen manejo de compuertas en determinadas zonas redundaría en notables beneficios para la ictiofauna.

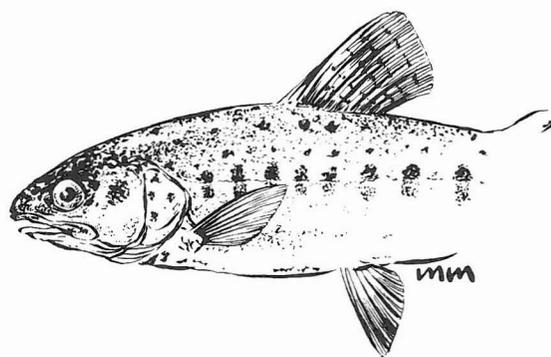
La pérdida del aislamiento actual de Doñana eliminando las barreras supondría volver a poner en contacto el río con la marisma, lo que en términos de biodiversidad, traería enormes beneficios al Parque. El número de especies y procesos se incrementaría notablemente al reaparecer el medio mareal. El manejo actual del agua en la marisma de Doñana está generando hábitats *fuentes* para las especies alóctonas (la mayoría de carácter limnético) y *sumideros* para las autóctonas. Un cambio en la gestión del agua, permeabilizando la marisma, supondría una inversión en el proceso de creación de hábitats, ahora más favorable para las autóctonas. La entrada de adultos y juveniles de muchas especies a las aguas superficiales de la marisma, constituiría una nueva fuente de alimento, aprovechable por muchas otras especies, entre ellas las piscívoras.

La regulación de actividades como la pesca en la zona es absolutamente necesario para preservar la zona de engorde de los alevines

El enorme interés ecológico y económico que posee el Bajo Guadalquivir debería animar a las autoridades responsables a declarar la zona con alguna categoría de protección que preserve para el futuro esta riqueza biológica.

La Trucha Común hacia una Nueva Estrategia de Conservación

Ana Almodóvar
Instituto Madrileño de Investigación Agraria y Alimentaria IMIA





La trucha común presenta una gran diversidad morfológica, fisiológica y ecológica que está asociada fundamentalmente con su plasticidad para adoptar diferentes patrones de crecimiento y reproductivos (Almodóvar, 1999). Además, es una de las especies de peces con mayor heterogeneidad genética (Ferguson, 1989), mostrando un complejo mosaico de formas geográficas y ciclos de vida que ha conducido a algunos autores a distinguir varias especies (Kottelat, 1997).

La variabilidad genética presente en una especie es el resultado de años de evolución y representa también su legado evolutivo para el futuro. La pérdida de variabilidad genética en las poblaciones naturales disminuye la flexibilidad evolutiva de la especie (Meffe, 1986), ello comporta una pobreza en su adaptación a las condiciones ambientales locales y, como consecuencia, aumenta sus probabilidades de extinción. El mejor método de conservar esta diversidad es mantener poblaciones autosostenibles en hábitats naturales (FAO/PNUMA 1984). Por ello, el conocimiento de los niveles y la distribución de la variabilidad genética y ecológica de las poblaciones naturales de trucha común es de primordial interés para su gestión y conservación. Sin embargo, esta variabilidad intraespecífica está seriamente amenazada en España debido a la destrucción del hábitat producida por actividades humanas que causan alteraciones en el régimen natural de los caudales del río (presas, embalses, extracciones de agua para regadíos y deforestación) y a la contaminación creciente que sufren los ecosistemas fluviales.

Por otro lado, la trucha común *Salmo trutta* constituye un recurso económico y social muy importante por su elevado interés en pesca deportiva, siendo en la mayor parte de España la especie más apreciada desde el punto de vista de esta actividad. Debido a ello, las poblaciones remanentes están siendo amenazadas por la sobrepesca (Almodóvar y Burgaleta, 1993; Almodóvar y Nicola, 1998; Almodóvar, 1999) y las repoblaciones inadecuadas (García Marín *et al.*, 1991, 1996, 1998, 1999; Machor-dom *et al.*, 1999, 2000; Almodóvar *et al.*, 2000). Originalmente, estas actividades se han considerado inofensivas o incluso beneficiosas, pero pueden llegar a ser devastadoras como están demostrando los resultados genéticos y ecológicos recientes.

Taxonomía

La trucha común pertenece a la familia de los salmónidos, un grupo relativamente primitivo dentro de los peces óseos. Dentro de esta familia están además incluidas otras especies de nuestros ríos como el salmón atlántico *Salmo salar* o especies introducidas como la trucha arco-iris *Oncorhynchus mykiss*, el salvelino *Salvelinus fontinalis* o el salmón del Danubio *Hucho bucho*. La trucha común presenta una gran plasticidad en su ciclo vital, englobando esta misma especie a una forma migradora, el reo o trucha marina, y una forma residente. Las formas migratorias, muy frecuente en los ríos de Galicia y de la vertiente cantábrica, se mueven desde los ríos donde nacen al mar en busca del abundante alimento y allí permanecen hasta que alcanzan la madurez, retornando entonces al río donde nacieron para reproducirse. En cambio, las truchas residentes realizan su ciclo de vida completo en los ríos y, generalmente, se reproducen en los pequeños afluentes del área donde nacieron. Ambas formas migratorias y residentes pueden coexistir en los ríos y los estudios muestran que se reproducen entre

ellas. Sin embargo, no se conocen todavía los mecanismos precisos y los posibles factores genéticos implicados en estos patrones biológicos diferentes.

Actualmente, existe una gran controversia acerca de la taxonomía de la trucha común (Elliott, 1994; Kottelat, 1997), debido a las diversas opiniones existentes sobre la clasificación de los diferentes grupos morfológicos y genéticos identificados. Algunos investigadores sugieren que estos grupos tendrían que ser considerados especies apareciendo, desde el comienzo del sistema de nomenclatura moderno en el siglo XVIII, numerosos nombres para diversas formas de trucha común. La mayoría de dichas clasificaciones se han basado en pequeñas diferencias en su morfología y ciclos de vida que, probablemente, son mayormente el reflejo de su gran plasticidad ambiental y fenotípica (Bernatchez *et al.*, 1992). En la trucha común, la morfología y ciclos de vida parecen ser insuficientes para delimitar unidades taxonómicas con significado evolutivo, pudiendo ser engañosas. Así, los datos existentes indican que poblaciones antiguamente clasificadas como subespecies teniendo en cuenta sus diferentes patrones biológicos, *S. t. trutta* (forma anadroma), *S. t. lacustris* (forma lacustre) y *S. t. fario* (forma residente), no representan grupos monofiléticos (Ryman 1983; Hyndar *et al.*, 1991; Cross *et al.*, 1992). Por ello, para clasificar los diferentes grupos de esta especie es necesario tener en cuenta la información genética. Los datos actuales sobre variabilidad genética indican la existencia de unidades genéticas diferentes, pero no hay acuerdo acerca de si deberían considerarse especies, subespecies o poblaciones (Lelek, 1987; Kottelat, 1997). Lelek (1987) considera a la trucha común como una única especie y admite algunas subespecies, sin embargo Kottelat (1997) teniendo en cuenta también los datos genéticos, propone más de 27 especies diferentes e indica que la lista es probablemente incompleta.

Sin embargo, sería importante que las discusiones taxonómicas actuales no afecten a la puesta en marcha de medidas urgentes para evitar el declive de la trucha común. La conservación eficaz de esta especie debería basarse en las diferencias genéticas existentes entre sus poblaciones, independientemente de que se las considere especies, subespecies o poblaciones locales.

Distribución geográfica

En principio, según Lelek (1987) la trucha común reside de forma natural en los ríos de Europa, norte de África y Próximo Oriente. El límite septentrional de su área de distribución nativa se encuentra en Islandia, norte de Escandinavia y Rusia. La costa norte del Mediterráneo, las islas de Córcega, Cerdeña y Sicilia, así como las montañas del Atlas del Norte de África constituyen su límite meridional. La costa europea delimita la distribución occidental de esta especie y su límite oriental se sitúa en los Urales, el mar Caspio y la cabecera del río Orontes en Líbano. Las poblaciones que incluyen individuos migradores o reos se sitúan en la parte occidental de Europa, desde los 42° Norte hasta el límite septentrional de la distribución de esta especie. Estas formas migradoras de la trucha común se encuentran ausentes en el Mediterráneo, aunque se han encontrado de manera ocasional en los mares Negro y Caspio.

El interés deportivo de la trucha común motivó la introducción de esta especie en todos aquellos cursos fluviales en los que las condiciones eran idóneas para su supervivencia. Las introducciones más tempranas comenzaron en 1852 en el este de Rusia, estando repartida en la actualidad por los cinco continentes en al menos 24 países fuera de su área de origen. Hoy en día, la situación de la trucha común ha cambiado desde una especie eminentemente europea a una especie de distribución global.

Dentro de la península Ibérica, esta especie se distribuye por las cabeceras de casi todos los ríos, aunque falta en algunos del Levante, en el sur de España y en la cuenca del Guadiana. La temperatura del agua es probablemente el principal factor que determina la presencia de la trucha en los ríos. Esta especie vive en aguas corrientes, frías y bien oxigenadas, no tolerando temperaturas por encima de los 25°C y niveles de saturación de oxígeno en el agua por debajo del 80%.

Del mismo modo, las truchas se muestran muy sensibles a la presencia de contaminantes en el agua y a la alteración del cauce y de las riberas fluviales. Así, los valores de pH de 9.2 y superiores son letales para las truchas y los inferiores a 4.5 les causan problemas en su balance osmótico. Cuando el pH está comprendido entre 4.5 y 5.0 puede producir efectos perjudiciales especialmente cuando el agua contiene concentraciones bajas de calcio, sodio y cloro, y la supervivencia se reduce cuando estos valo-

res van asociados a concentraciones de aluminio elevadas. Además, el pH y la dureza del agua interactúan modificando la toxicidad de algunos metales como el zinc. Por todo ello, hoy en día las poblaciones residentes de trucha común de la península Ibérica se encuentran relegadas a las zonas altas y todavía bien conservadas de nuestros ríos.

Alteraciones del hábitat

La degradación del hábitat está reduciendo las poblaciones locales de trucha común de muchos ríos. Además, debido a la estructura genética de la especie, está causando una pérdida de su variabilidad mayor cuando se compara con otras especies menos subestructuradas.

La modificación de los caudales de los ríos en cantidad y régimen natural son una de las alteraciones antropogénicas del hábitat más extendidas en los sistemas fluviales y que afectan más a la trucha común. El régimen natural de caudales y las características del hábitat fluvial relacionadas (velocidad del agua, profundidad y anchura del cauce, alteraciones en la composición y estructura del sustrato) sufren continuos cambios por actividades humanas tales como la extracción de agua destinada a uso industrial (producción de energía hidroeléctrica, graveras) agrícola o urbano.

Una modificación relevante que se produce con la construcción de una presa es el cambio aguas arriba de un medio de aguas rápidas típico de los tramos de alta montaña a uno de aguas lentas. Ello conlleva cambios sustanciales en determinados parámetros del hábitat fluvial que conducen a un declive de las poblaciones nativas de especies reófilas, como la trucha común. Otro de los efectos más notables aguas abajo de la presa es el descenso de la disponibilidad de zonas someras con sustrato de grava necesarias para la freza de la trucha, con la consiguiente pérdida en el reclutamiento de sus poblaciones. Además, la disminución artificial de la velocidad del agua, unida a la presencia del obstáculo de la presa, provoca la deposición y acumulación de sedimentos en el lecho del cauce. Esto produce una colmatación de los intersticios existentes en el sustrato y la consiguiente reducción del hábitat disponible para los macroinvertebrados bentónicos, que son una parte integrante fundamental del alimento de los salmónidos.

Por otra parte, la presencia en el río de una presa supone una barrera para el desplazamiento natural de los peces, ya sea por movimientos migratorios reproductivos o alimentarios. También, puede producir una pérdida de flujo genético entre partes de una población que anteriormente estaban en contacto, provocando así un descenso de la variabilidad genética previa.

A pesar de la existencia de más de mil cien grandes presas y numerosos obstáculos artificiales menores en los ríos españoles (Nicola *et al.*, 1996), hasta el momento se han realizado pocos estudios sobre las consecuencias de la regulación de los caudales en las comunidades de peces (García de Jalón *et al.*, 1988; Casado *et al.*, 1989; Camargo y García de Jalón, 1990; García de Jalón *et al.*, 1994; Almodóvar & Nicola 1998, 1999). Además, se ha demostrado que las presas son uno de los principales factores que están afectando negativamente a las poblaciones de peces en España (Blanco y González, 1992; Elvira, 1996) y una de las causas más importantes del declive de la trucha común (Almodóvar y Burgaleta, 1993).

Actualmente, el uso creciente de energías renovables, por su menor impacto ambiental, está conduciendo a una expansión en la instalación de centrales hidroeléctricas en nuestros ríos. Sin embargo, a pesar de causar alteraciones menos drásticas en el medio, la gran cantidad de centrales hidroeléctricas requeridas para suministrar suficiente energía está provocando un impacto adicional que actualmente no está suficientemente valorado. Esta alteración es especialmente notable en zonas sensibles como son los tramos de alta montaña de los ríos españoles, sometidos a bruscas fluctuaciones naturales del caudal del agua. Además, estos enclaves suelen ser los mejor conservados y presentan un gran valor natural, siendo por tanto especialmente interesantes su protección y conservación.

En general, el efecto más adverso de las minicentrales hidroeléctricas es la variación periódica e intermitente de una gran proporción del caudal del río, que provoca aguas abajo la exposición regular de una elevada superficie del cauce y cambios bruscos en la velocidad del agua. Se ha demostrado en los últimos años que estas fluctuaciones artificiales del caudal alteran el hábitat fluvial, reduciendo así la complejidad de las comunidades de peces. Particularmente, se ha observado un gran impacto

de estas actividades en las poblaciones de trucha común, que se encuentran distribuidas en zonas de alta montaña, donde usualmente se instalan minicentrales hidroeléctricas.

En 1993 realizamos un estudio en el río Hoz Seca (Guadalajara) sobre el efecto de la puesta en funcionamiento de una minicentral hidroeléctrica en una población nativa de trucha común (Almodóvar y Nicola 1998, 1999). Durante dos años se evaluaron los cambios provocados por la alteración del régimen natural de caudales en parámetros poblacionales, tales como la densidad, biomasa, producción y crecimiento. Después de la puesta en funcionamiento de la minicentral se observó un declive considerable en la población de truchas situada aguas abajo. La densidad y biomasa estimadas mostraron un descenso significativo y se apreció también un descenso notable en el reclutamiento de alevines el año siguiente a la puesta en marcha de la minicentral. Las capturas de truchas decrecieron significativamente después del impacto, especialmente las de las clases de edad 0+ y 1+. Asimismo, se encontraron unos descensos considerables en las producciones totales después de la regulación, efecto que ha sido también observado por Crisp *et al.*, (1983) y Cows y Gould (1989) en ríos ingleses.

Una de las consecuencias de la alteración de los caudales naturales es posiblemente el obstáculo a la migración reproductiva río arriba de truchas grandes, procedentes de tramos inferiores. Esto explicaría el descenso en el reclutamiento observado en nuestro estudio y en otros similares realizados en ríos regulados de Europa (Hvidsten, 1985; Cowx y Gould 1989). Por otro lado, otra causa de la disminución de alevines observada es el deterioro del hábitat físico de las orillas del cauce. Estas zonas del río son especialmente importantes para los alevines y juveniles de los salmónidos, ya que en estos lugares de aguas someras y de baja profundidad es donde encuentran el hábitat adecuado para su alimentación y refugio (Heggenes *et al.*, 1990; Hubert *et al.*, 1994). Del mismo modo, las fluctuaciones bruscas de caudal en cortos periodos de tiempo dejan descubiertas amplias zonas de las orillas, provocando el desplazamiento e incluso la mortalidad de las truchas de pequeño tamaño ligadas a estos ambientes.

Por todo ello, los impactos negativos producidos por las centrales hidroeléctricas, embalses para abastecimiento o regulación de agua y trasvases deberían considerarse en los planes de ordenación y gestión de los ríos. Sería necesario regular y exigir el cumplimiento de medidas correctoras adecuadas en las instalaciones ya existentes y limitar su construcción en zonas especialmente sensibles o donde los recursos naturales sean de especial interés.

Desde época reciente se han añadido a la lista de las alteraciones del hábitat perturbaciones a mayor escala tales como el calentamiento global del planeta, que puede suponer el incremento de la temperatura de la superficie de la Tierra de 2 a 5°C en los próximos cien años. Debido a sus requerimientos térmicos, los salmónidos que habitan los ríos se convierten en especies extremadamente vulnerables a los efectos potenciales de este calentamiento. De hecho, si las predicciones actuales se cumplen habrá probablemente una gran reducción del hábitat disponible para los salmónidos y, en consecuencia, del área de distribución a escala global.

Sobrepesca

La presión pesquera excesiva puede reducir la abundancia de reproductores a niveles tan bajos que el número de nuevos juveniles incorporados anualmente sea insuficiente para renovar la población (Avery y Hunt, 1981). En general, la diversidad de clases de edad disminuye según aumenta la presión pesquera, con una reducción de los ejemplares de edades superiores. Además, esta alteración en la estructura poblacional inducida por la pesca deportiva puede producir cambios en el ciclo biológico de las truchas, como una madurez más temprana o un aumento de la fecundidad (Healey, 1978, 1980; Donald y Alger, 1989).

Los estudios realizados por nuestro equipo de investigación en nueve ríos del centro de España han mostrado una reducción muy patente de las densidades y biomásas de truchas en los tramos sometidos a pesca con extracción (Almodóvar, 1999). Por ejemplo, en el río Gallo, que es uno de los sometidos a mayor presión pesquera de la zona central de España, se encontraron unos valores demográficos marcadamente inferiores en los tramos pescados con extracción (1182 truchas ha⁻¹, 68.3 kg ha⁻¹), comparados con los de las zonas vedadas o pescadas sin muerte (3135.1 truchas ha⁻¹, 208.2 kg

ha⁻¹). Del mismo modo, la producción en las áreas con pesca extractiva fue inferior (37.2 kg⁻¹ ha⁻¹ año⁻¹) a la de las zonas con pesca sin extracción (144.5 kg ha⁻¹ año⁻¹) (Almodóvar y Nicola, 1998).

De manera general, las mayores proporciones de truchas de talla legal se presentan en zonas vedadas o en tramos “sin muerte” de los ríos y las menores en las zonas acotadas. Por otra parte, se ha observado que la contribución de las truchas de talla legal en poblaciones del centro de España no suele superar el 20% del total de la población, siendo comunes valores alrededor del 10% (Almodóvar 1999). Sin embargo, esta fracción de la población supone entre el 30 y 60% de la fecundidad total de las poblaciones (Nicola, 1999), teniendo importantes consecuencias en el reclutamiento final de las poblaciones.

En general, se ha detectado un descenso en la edad media y diversidad de clases de edad según aumenta la presión pesquera. Además, una característica común de las poblaciones de trucha común sometidas a pesca deportiva es el descenso o incluso la ausencia de peces de clases de edad superiores, debido a las extracciones de los ejemplares de tamaños grandes a lo largo de los períodos de pesca sucesivos. Ello tiene como consecuencia el descenso de la población reproductora y la reducción del período reproductivo útil de los ejemplares.

La realización de encuestas de pesca ha resultado esencial en el estudio de la incidencia de la actividad pesquera, ya que proporcionan información acerca del uso real del recurso (Almodóvar y Nicola, 1998). Aunque la importancia de este tipo de datos ha sido puesta de manifiesto en diversas ocasiones (Jenkins y Morais, 1971; Aggus *et al.* 1980; Gee y Miller, 1980; Crisp y Robson, 1982; Swales y Fish, 1986), la aplicación de este tipo de metodología es todavía escasa en los ríos españoles.

En general, la presión pesquera está ejerciendo una incidencia negativa en las poblaciones de trucha común del centro de España. Estos resultados no coinciden con los encontrados en estudios realizados en ríos del norte, donde no se ha detectado una reducción en la abundancia de las poblaciones por la pesca deportiva (Braña *et al.*, 1992; Reyes Gavilán *et al.*, 1995). Por tanto, el efecto de la pesca deportiva parece mostrar diferencias dependiendo de las características de las poblaciones de trucha común y del grado de incidencia de la pesca. Posiblemente, los ríos estudiados de la zona centro han estado sometidos a un esfuerzo pesquero excesivo que ha causado la falta de reproductores suficientes para mantener las poblaciones, produciendo su descenso paulatino.

Repoblación

Las actuaciones técnicas de gestión de la pesca en España se han fundamentado principalmente en la idea de aumentar los efectivos mediante repoblación, ante el problema de la disminución de las capturas. Estas acciones se han venido aplicando sin análisis previo y sin control de su eficacia, con el consiguiente riesgo para las comunidades de peces autóctonos. En el caso de la trucha común, la repoblación con truchas procedentes de piscifactorías de origen centroeuropeo y nórdico está produciendo una reducción de la diversidad genética de las poblaciones naturales locales e incluso la pérdida de combinaciones genéticas únicas, debido a la introgresión de material genético foráneo.

El alelo LDH-5*100 se ha confirmado como un marcador genético de las repoblaciones efectuadas en España con individuos importados del centro y norte de Europa. Los valores de introgresión medios de las distintas cuencas españolas, expresados como la frecuencia del alelo LDH-5*90, se encuentran entre 0.5% y 21%. Estos resultados no guardan relación con los elevados esfuerzos de repoblación efectuados en los ríos, indicando la dudosa eficacia de esta medida en la recuperación de los problemas de declive de las poblaciones naturales, a parte del peligro que produce por contaminación genética y pérdida de combinaciones genéticas únicas (Machordom *et al.*, 1999, 2000).

Los resultados obtenidos por nuestro laboratorio en 34 localidades de las cuencas del Duero y Tajo han mostrado que el 68% de las poblaciones presentaban contaminación con material genético alóctono (García Marín *et al.*, 1996; Machordom *et al.*, 1999, datos propios). Por otro lado, la zona mediterránea ha revelado valores de introgresión superiores a los de la zona central de España. Así, de las 43 poblaciones estudiadas en las cuencas del Ebro, Júcar y Segura, únicamente 8 mostraron pureza genética (García Marín *et al.*, 1996; Cacigas *et al.*, 1999, datos propios). Sin embargo, los niveles de intro-

gresión de genes alóctonos son significativamente inferiores en Galicia y Asturias, dónde sólo el 9% de las 93 poblaciones analizadas presentan algún rastro de contaminación atribuible a la repoblación (García-Marín *et al.*, 1991; Morán *et al.*, 1991; Martínez *et al.*, 1993; Arias *et al.*, 1995; Morán *et al.*, 1995; Bouza *et al.*, 1999). Por tanto, el efecto negativo de las repoblaciones con truchas de origen alóctono es muy variado y parece depender de las características ecológicas del río de acogida, de su origen genético, así como de las prácticas de repoblación utilizadas.

Con la finalidad de complementar y ampliar los estudios aloenzimáticos previos de la península Ibérica, así como de profundizar en sus posibles diferencias biogeográficas, realizamos un análisis del polimorfismo de los fragmentos de restricción del ADN mitocondrial en 58 localidades representativas de 8 cuencas de la vertiente Atlántica y 8 de la vertiente Mediterránea. Los resultados del estudio han permitido definir cinco unidades operacionales de conservación (OCUs, Doadrio *et al.*, 1996; Dodson *et al.*, 1998) o unidades evolutivas (ESUs, Waples, 1991) en la península Ibérica: Cantábrica, Atlántica, Duero, Andaluza y Mediterránea (Machordom *et al.*, 2000). Estos nuevos datos basados en haplotipos mitocondriales no coinciden con las ideas de algunos autores de falta de diferenciación entre las poblaciones de trucha común en España y su pertenencia al tipo Mediterráneo sensu Bernatchez *et al.*, (1992) (Morán *et al.*, 1996). En cambio, están de acuerdo en líneas generales con los estudios aloenzimáticos previos realizados en la península Ibérica (García-Marín y Pla, 1996; Machordom *et al.*, 1999). Sin embargo, han servido para definir claramente diferentes áreas biogeográficas, así como para identificar como una nueva unidad evolutiva independiente las poblaciones del sur de España. Estas nuevas áreas biogeográficas definidas deberían tenerse en cuenta en las decisiones de ordenación de la pesca.

Por otro lado, existe muy poca información sobre los efectos causados por las repoblaciones en la ecología de las poblaciones nativas, aunque diversos estudios han mostrado que pueden incidir negativamente mediante competencia por el alimento o el hábitat, depredación o propagación de enfermedades. La competencia por el alimento o el hábitat es particularmente evidente en una especie con comportamiento territorial, como la trucha común. Su supervivencia está ligada a la posesión de un territorio y, por tanto, la repoblación con juveniles puede conducir a un descenso en el número de individuos y a una alteración de la estructura poblacional. Del mismo modo, se ha comprobado el descenso de la supervivencia de las truchas procedentes de piscifactoría cuando se introducen en el río debido a su comportamiento gregario. El movimiento limitado de estas truchas hace que la repoblación dispersa tenga generalmente más éxito que la localizada, ya que se disminuye el efecto de la agregación.

En resumen, las truchas de piscifactoría pueden ejercer un impacto negativo en las poblaciones naturales que están reguladas por mecanismos dependientes de la densidad. La repoblación siempre tendría que efectuarse con ejemplares autóctonos para asegurar la integridad genética de cada río. Además, la repoblación no debería exceder la capacidad biogénica del tramo donde se va a efectuar y debería realizarse únicamente cuando la contribución del reclutamiento natural fuera insuficiente para mantener las poblaciones a largo plazo y no se pudiera resolver con medidas como la restauración del hábitat.

Por todo ello, la trucha común, a pesar de ser una especie prioritaria en pesca deportiva y representar un recurso ecológico importante, se encuentra muy amenazada por un proceso de contaminación genética y sus poblaciones están sufriendo una grave disminución, llegando incluso a desaparecer en muchos ríos. Hay que resaltar también el valor adicional de conservación que poseen nuestras poblaciones de trucha común, ya que la península Ibérica se encuentra dentro del límite meridional de la distribución geográfica de esta especie y las variedades que habitan los ríos representan adaptaciones locales particulares en el umbral de tolerancia de esta especie.

Situación legal en España

La trucha común está considerada como especie objeto de pesca en el ámbito estatal y en las comunidades autónomas dónde se encuentra presente. Por otra parte, esta especie está catalogada como “vulnerable” en el Libro Rojo de los Vertebrados de España, ya que sus poblaciones autóctonas, sobre todo las estrictamente fluviales, han sufrido un descenso acusado en los últimos años en toda su área de distribución. En esta misma línea de conservación, y de un modo pionero, en la Ley 1/1992 de Pesca Fluvial de Castilla-La Mancha la trucha común está considerada como “especie de interés preferente”, lo que ha moti-

vado un importante desarrollo normativo para la regulación de su pesca. De la misma manera, la Ley 8/1995 de Pesca de Extremadura clasifica a la trucha común como “especie autóctona de interés regional”.

Por otra parte, en general las leyes autonómicas de pesca son muy restrictivas en materia de repoblación y contemplan la necesidad de realizar estudios previos sobre la procedencia y características genéticas de las truchas que se van a repoblar, así como la posible incidencia sobre las poblaciones nativas. Asimismo, con el fin de favorecer el incremento de las poblaciones autóctonas y su estado de pureza genética, prohíben de manera explícita la introducción y proliferación de especies, subespecies o razas geográficas distintas a las autóctonas, en la medida en que puedan competir con éstas, alterar su pureza genética o producir desequilibrios ecológicos. Como ejemplo, la Ley 7/1992 de Pesca fluvial de Galicia o la Ley 1/1992 de Pesca Fluvial de Castilla-La Mancha estipulan que las repoblaciones se deben realizar de modo preferente con especies autóctonas y con ejemplares obtenidos de reproductores capturados en la misma cuenca hidrográfica en la que se va a repoblar o, en su defecto, con ejemplares de la mayor similitud genética posible. Además, en muchas comunidades autónomas se prohíbe la repoblación en ríos que posean poblaciones de interés por sus peculiaridades genéticas. Para ello, se establece la realización de un Catálogo de Recursos Genéticos.

En cuanto a las medidas actuales de gestión relativas a la extracción de ejemplares por pesca deportiva, de manera general el período hábil de pesca suele durar entre tres y cinco meses, comprendiendo la primavera y parte del verano. Los tamaños mínimos legales y los cupos de capturas establecidos en las órdenes de vedas anuales, son muy similares en todas las comunidades autónomas donde se pesca la trucha común. Así, la talla mínima legal de pesca oscila entre 19 y 22 centímetros y el cupo diario por pescador se encuentra entre cinco y diez truchas. A pesar de las grandes variaciones que presenta la trucha común en cuanto a sus parámetros del ciclo vital (demografía, crecimiento, fecundidad) en toda la península Ibérica, la uniformidad de estas medidas denota la escasa adecuación de la gestión actual a las características de las poblaciones de cada cuenca.

Perspectivas futuras de conservación

De cualquier manera, a pesar de la situación delicada de las poblaciones de trucha común que se desprende de los datos expuestos, existen actualmente expectativas de futuro esperanzadoras. La gestión de la pesca ha mejorado sensiblemente en los últimos años, presentando una componente científica y técnica cada vez mayor. Las repoblaciones han disminuido, parándose completamente en algunas comunidades autónomas y, en la mayoría de ellas, se están realizando estudios genéticos de sus poblaciones. Además, se están vedando los tramos con trucha autóctona e implantándose cada vez más medidas de gestión como la pesca sin muerte, es decir la captura de truchas con métodos restringidos y poco dañinos y su suelta posterior.

La creciente erosión de los recursos biológicos poblacionales de la trucha común por actividades humanas reclama el establecimiento de estrategias de conservación que reviertan esta tendencia actual. Es necesario el desarrollo de medidas de conservación que permitan el uso sostenible de este importante recurso. Las dos recomendaciones fundamentales para la conservación de la trucha común son mantener sus hábitats naturales y conocer la estructura genética de sus poblaciones. Una gran proporción del hábitat natural de la trucha común ha sido degradado por actividades humanas que alteran los ecosistemas fluviales. Por tanto, es especialmente importante que las áreas remanentes sin explotar sean preservadas frente a futuras manipulaciones y que las posibles actuaciones futuras estén precedidas por un análisis económico de costes/beneficios que incluya consideraciones biológicas. Por otro lado, el conocimiento de la variabilidad genética de las poblaciones naturales de trucha común es necesario para efectuar una adecuada gestión y conservación, ya que de esta manera es posible determinar cuáles son las poblaciones a conservar dentro de una cuenca. Asimismo, es un requisito imprescindible para evaluar los efectos de diferentes actuaciones de gestión sobre las poblaciones y conocer la variabilidad existente.

La diversidad intraespecífica de la trucha común está representada por las diferencias genéticas encontradas entre poblaciones y, a menudo, va unida a pronunciadas variaciones fenotípicas. Por tanto,

TABLA 1

Principales amenazas que presentan las poblaciones autóctonas de trucha común en la península Ibérica y recomendaciones para su conservación.

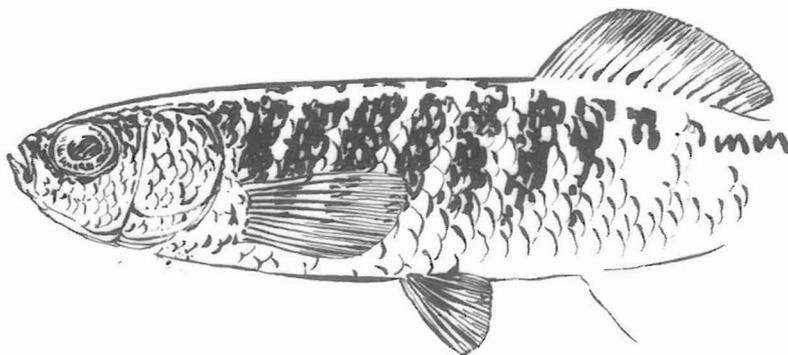
Amenazas	Recomendaciones
Degradación del hábitat	<p>Impedir la construcción de presas en ríos o arroyos habitados por trucha común</p> <p>Evitar la localización de las presas en las zonas de freza</p> <p>Establecer pasos para peces que ayuden a traspasar los obstáculos</p> <p>Aumentar los caudales mínimos y producir los cambios de caudal de forma lenta y gradual</p> <p>Conservar áreas con hábitats naturales</p>
Introducción de peces exóticos	Prohibir las introducciones
Sobrepesca	<p>Regular la pesca deportiva para evitar la sobreexplotación (cupos de capturas, talla mínima, número de permisos)</p> <p>Establecer tramos de pesca sin muerte y refugios de pesca</p>
Repoblación	<p>Las reintroducciones deberían efectuarse en los lugares donde las causas originales de extinción han sido eliminadas</p> <p>Conocimiento del estado genético de las poblaciones de trucha común.</p> <p>Establecimiento de mapas genéticos según las diferencias alozimicas y moleculares detectadas.</p> <p>Los peces a reintroducir deberían tener características genéticas similares a la población original</p> <p>El efecto de la reintroducción debería ser medido, evaluando su posible incidencia sobre las poblaciones nativas existentes</p> <p>Determinar las Unidades Operacionales de Conservación a partir de las características genéticas poblacionales. Establecer reservas genéticas.</p>

la conservación de la trucha común como especie no es suficiente, ya que su potencial evolutivo está representado por su variabilidad genética entre las distintas poblaciones. En este contexto, los esfuerzos de conservación deben dirigirse a las diferentes líneas evolutivas existentes dentro de la especie. Dichos grupos evolutivos se denominan ESUs (Evolutionary Significant Units) y son aquellas poblaciones o conjuntos de poblaciones de una especie que presentan una historia evolutiva independiente con características genéticas únicas y contribuyen sustancialmente a la diversidad genética total de la especie. La identificación de ESUs incluye la recopilación de datos genéticos y ecológicos, así como su análisis para determinar las relaciones jerárquicas entre las poblaciones. En la práctica las decisiones de conservación deben tener en cuenta también los aspectos económicos, sociales y legales, lo que lleva a definir las unidades mínimas de conservación OCU (Operational Conservation Units) que engloban los requerimientos biológicos y los aspectos socioeconómicos.

El objetivo principal de una gestión racional debería ser el establecimiento de un equilibrio entre la conservación y la explotación de las poblaciones, de manera que se maximizasen los beneficios económicos y sociales, minimizando los efectos negativos sobre el reclutamiento natural de las poblaciones. Para esta finalidad se necesita una base de conocimientos científicos que se puedan aplicar a los múltiples cometidos de la gestión de las poblaciones, como la restauración de los ríos, la regulación de la pesca deportiva o el control de las repoblaciones. En los últimos años se han desarrollado líneas de investigación que engloban distintos aspectos de la ecología y la genética de las poblaciones fluviales de trucha común, pero en ocasiones se requieren muchos años de estudio para la obtención de resultados aplicables al manejo de las poblaciones. Por tanto, parece fundamental fomentar las investigaciones sobre la biología, ecología y genética de las poblaciones, si se quiere tener un apoyo sólido que pueda proporcionar medidas para la conservación y la explotación racional de este recurso. Sin embargo, todavía queda mucho por avanzar y sería imprescindible conseguir una colaboración más estrecha entre los pescadores, gestores de la pesca e investigadores para poder conservar las poblaciones de trucha común de nuestros ríos.

Problemática de los Ciprinodóntidos en el Sureste Peninsular: Criterios y Estrategia de Recuperación

Mar Torralva y Francisco J. Oliva-Paterna
Departamento de Zoología y Antropología Física. Universidad de Murcia





“...Con respecto a los programas de conservación de algunas especies, y concretamente de los ciprinodóntidos endémicos samaruc (*Valencia hispanica*) y fartet (*Aphanius iberus*), se ha constatado un notable avance en las medidas adoptadas para la protección y potenciación de sus poblaciones por parte de las administraciones implicadas. No obstante, resulta evidente la necesidad de perseverar en esta línea, a la vez que se considera conveniente la ampliación del ámbito geográfico de actuación a todas las zonas que constituyen el área de distribución original de estas especies...”

En Peñíscola, a 5 de Octubre de 1994.

Fruto de la explotación que el hombre hace del espacio y los recursos naturales se ha producido y se está produciendo, de forma inexorable, un declive en las poblaciones de peces nativos. Esto es debido, principalmente, a la destrucción directa e indirecta que el hombre ejerce sobre los hábitats acuáticos.

Hace ya casi una década, en la *Declaración de Peñíscola sobre la Conservación de los Peces Continentales y sus Hábitats* (documento realizado por profesionales de distinto campo de la ciencia y de gestión ambiental integrados en universidades, centros de investigación y organismos nacionales y autonómicos) se expresa la preocupación por el estado de nuestra ictiofauna continental y la necesidad de aunar esfuerzos para impedir el declive de sus poblaciones.

En los ambientes húmedos del litoral mediterráneo español habitan dos ciprinodóntidos endémicos, Samaruc (*Valencia hispanica* Valenciennes in Cuvier & Valenciennes, 1846) y fartet [*Aphanius iberus* (Valenciennes in Cuvier & Valenciennes, 1846)], que son ejemplos indiscutibles de la realidad hasta aquí expuesta; en las últimas décadas, sus poblaciones han sufrido tal regresión en toda su área de distribución, que han sido declaradas, como ya ha sido expuesto en el presente volumen, con categorías de alto riesgo de extinción a nivel autonómico, nacional e internacional.

En la actualidad, en el sureste peninsular, únicamente habita el fartet, y puede ser detectada en las siguientes áreas de distribución: Río Adra y Albufera Nueva de Adra (Almería); Mar Menor y su entorno y Río Chícamo (Murcia); Humedales sudalicánticos (Salinas de Santa Pola y El Hondo de Elche) y posiblemente en el término municipal de Villena (Planelles, 1992; Moreno-Amich *et al.*, 1999; Ballesster *et al.*, 2001; Torralva *et al.*, 2001; Oliva-Paterna *et al.*, 2002).

Unidades de Manejo

En conservación biológica las especies deben ser consideradas como unidades evolutivas sin ignorar su diversidad intraespecífica, y por tanto, sin privarlas de la capacidad de respuesta al cambio ambiental (Meffe y Carrol, 1997). Un buen programa de conservación debe contemplar, obligatoriamente, la preservación de la máxima diversidad genética y ésta está presente en las distintas poblaciones de una especie. La caracterización genética de dichas poblaciones será el primer paso para el establecimiento de los criterios genéticos para la conservación de la especie a largo plazo.

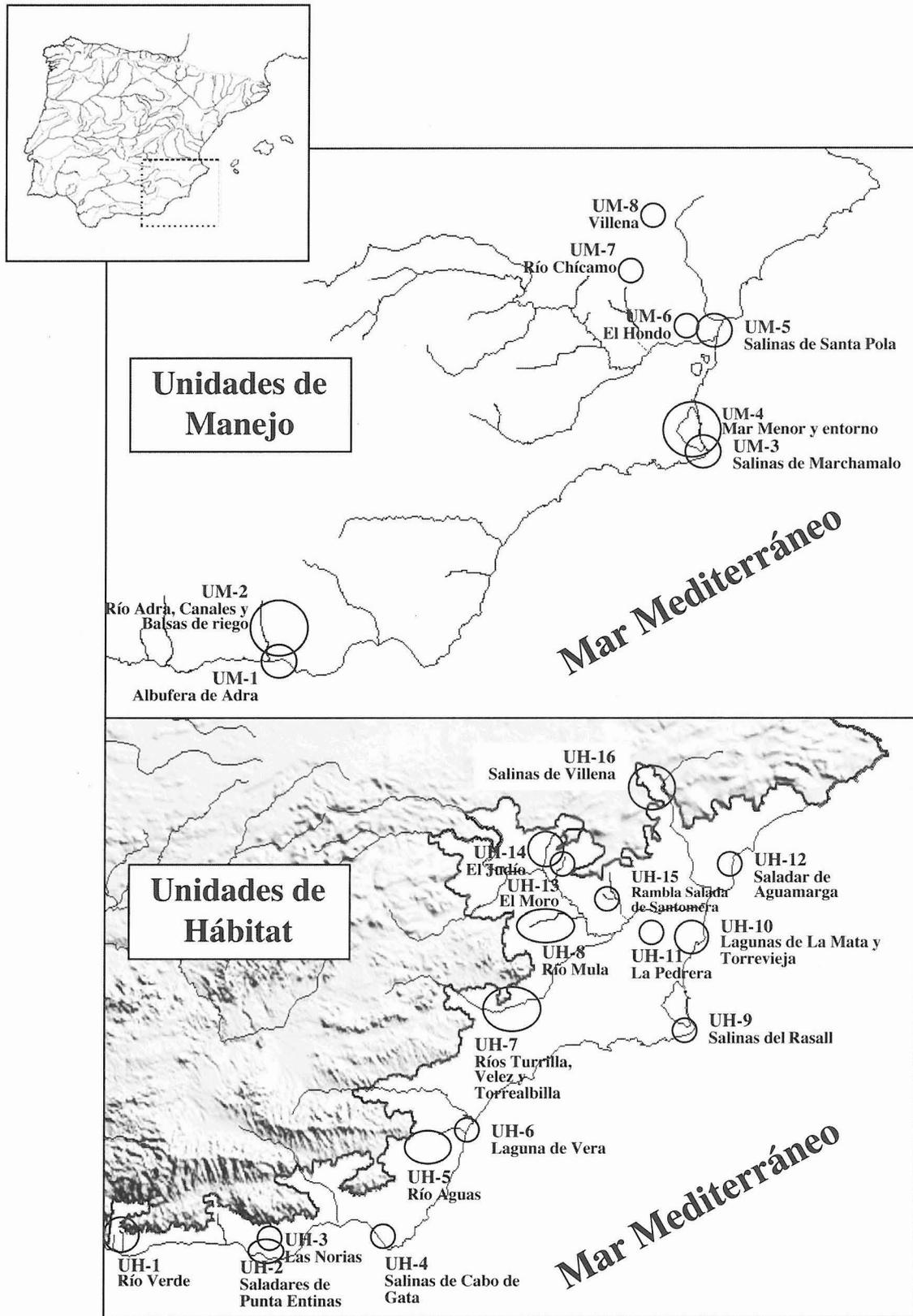


FIGURA 1
Unidades de Manejo (UM) y Unidades de Hábitat (UH) establecidas para la gestión del fartet en el sureste ibérico. La totalidad de UH están ubicadas en el rango nativo de la especie (área blanca)

Hasta fechas recientes las poblaciones de Alicante (excepción hecha de la ubicada en Villena) y Murcia quedaban encuadradas en una misma Unidad Operacional de Conservación (OCUs), resultados que fueron obtenidos a partir de análisis de electroforesis enzimática (Doadrio *et al.*, 1996). Bajo el término OCU (*Operational Conservation Unit*) los autores incluyen poblaciones o conjunto de pobla-

ciones que ocupan áreas geográficas continuas limitadas por barreras geográficas y que muestran el mismo patrón genético, definido éste por la presencia de alelos únicos y por el análisis de agrupamiento basado en frecuencias alélicas. Una protección efectiva de estas OCUs garantizaría la conservación viable de las poblaciones de fartet y la preservación de su acervo genético. En un estudio posterior, las poblaciones del Río Chícamo, Salinas de Marchamalo, Ribera y humedales del Mar Menor, todas de Murcia, conformaron 3 OCUs independientes (Doadrio *et al.*, 1999; Torralva *et al.*, 2001). Además, Fernández-Pedrosa (1997) con ADN mitocondrial estudia las poblaciones de Villena y Santa Pola, obteniendo resultados sobrados para considerar dichas poblaciones con identidad propia para ser establecidas como unidades de manejo independientes. Respecto a la situación de la especie en Almería, Fernández-Delgado *et al.* (1998) consideraron las poblaciones del Río Adra, junto con las de canales y balsas de riego derivadas, y las poblaciones de la Albufera Nueva de Adra (Almería) como una sola OCU. Si bien, la diferenciación y desconexión existente entre dichos hábitats es plausible.

Para una adecuada gestión, y con la finalidad de salvaguardar la variabilidad intraespecífica de la especie, atendiendo a criterios genéticos, al estado de conservación de los individuos y su hábitat, y a la situación o aislamiento geográfico, debemos considerar 8 **Unidades de Manejo** para la gestión del fartet en el sureste peninsular: Río Adra, canales y balsas de riego (UM-1), Albufera de Adra (UM-2); Salinas de Marchamalo (UM-3); Ribera y humedales del Mar Menor y Humedales de su entorno (UM-4); Salinas de Santa Pola (UM-5); El Hondo de Elche (UM-6); Río Chícamo (UM-7) y Villena (UM-8) (Figura 1).

En relación con la recuperación de la especie, es imprescindible trabajar con la **distribución potencial** de la misma, entendida como el área donde pretéritamente y de forma natural estaba presente, junto con todas aquellas zonas de características similares conectadas de forma natural con dichas áreas o ubicadas en la misma región donde la especie podría habitar, y que corresponde con el rango nativo (*native range*) o propio de distribución de la especie (Hendrickson y Brooks, 1991). Estas áreas susceptibles de albergar nuevas poblaciones de la especie, y por tanto, esenciales para la creación de una Red de Hábitats ocupados por la especie, son los que denominamos **Unidades de manejo de Hábitat** que, si bien actualmente no presentan poblaciones de fartet, son vitales para la recuperación y conservación futura de la especie. No obstante, antes de considerar la suelta de ejemplares de la especie es imprescindible, no sólo realizar estudios exhaustivos de la disponibilidad de hábitat para la misma en estas unidades de manejo, sino asegurar que la gestión de estas unidades contempla como uno de sus objetivos prioritarios la viabilidad de las posibles poblaciones a establecer.

En el sureste peninsular, las áreas de las cuales tenemos constancia podrían *a priori* conformar esa red de unidades de hábitat se encuentran, en todos los casos, dispersas dentro del rango nativo de la misma (Figura 1). Estas áreas comprenden en la mayoría de los casos sistemas naturales englobando, en ocasiones, sistemas de carácter semi-natural y artificial.

Problemática y Amenazas.

Como en cierta medida ha quedado plasmado en el presente volumen, el peligro de desaparición de los ciprinodóntidos en la Península Ibérica es notable. En el sureste ibérico, la problemática de conservación y amenazas sobre este grupo se magnifican (Mas *et al.*, 1994; Nevado y Paracuellos, 1999; Torralva *et al.*, 1999a), comprendiendo tanto factores de amenaza comunes como particulares asociados a la idiosincrasia de cada una de sus poblaciones. Sin duda alguna, y como en la mayoría de situaciones donde se produce una pérdida de biodiversidad, el factor principal de declive ha sido, y es, la destrucción del hábitat disponible para el grupo en cuestión.

Esta destrucción del hábitat, si cabe, ha sido severa y prácticamente completa (es decir, una destrucción física del mismo) en zonas litorales con intereses turísticos o en áreas que, normalmente gracias a la ampliación de terrenos de regadío, han derivado en una explotación agrícola intensiva. Extensas superficies del sureste ibérico se erigen como ejemplos paradigmáticos de ello.

De esta forma, y concretando, el declive de las poblaciones de fartet en el sureste peninsular ha ido ligado al deterioro generalizado de los humedales costeros y sistemas acuáticos de esta región

geográfica, aspecto que es generalizado en todo litoral mediterráneo peninsular (Planelles, 1999). Esto se refleja en la clara disminución de la distribución histórica de esta especie y la severa fragmentación y aislamiento que presentan actualmente las localidades con presencia de la misma (Moreno-Amich *et al.*, 1999). En áreas como la vega del Segura ha pasado de ser una especie abundante (Torralva *et al.*, 1999a), incluso en los canales de riego, a encontrarse arrinconada en no más de dos o tres localidades aisladas.

La enorme presión agrícola, urbanística y turística ya mencionada deriva en una serie de factores de amenaza puntuales, de los que quizá la contaminación sea el más significativo y de mayor influencia en el declive de las poblaciones de fartet. Este aspecto se ve reflejado en los resultados de un análisis de amenazas sobre ambientes acuáticos realizado en el rango de distribución nativa de la especie en las provincias de Granada, Almería y Murcia. Con motivo de las campañas de búsqueda sistemática de la especie y áreas susceptibles de albergar la misma inmersas en los estudios realizados para la Recuperación de la especie en Andalucía (Fernández-Delgado *et al.*, 1998) y Murcia (Torralva *et al.*, 1999b), entre 1996 y 1998 se estudiaron un total de 389 localidades tanto en humedales litorales como en sistemas acuáticos interiores. En el caso de los muestreos realizados en Granada y Almería, la coordinación y dirección de los mismos correspondió al Dr. Carlos Fernández-Delgado (Grupo de Investigación "Aphanius"), con participación directa de los firmantes del presente. Del mismo modo, la Dra. Mar Torralva es la directora y coordinadora de los trabajos realizados en la Región de Murcia. Producto de estos estudios, hemos constatado como los vertidos de origen urbano y agrícola son los factores de amenaza puntuales de mayor importancia (Figura 2). Si bien la asfixia urbanística y el peligro de desecación, con un origen directo o indirecto de carácter antrópico, son también factores con una importancia notable. Debemos sumar las consecuencias derivadas del proceso de contaminación biológica por especies introducidas, que en el sureste ibérico se traduce en la presencia de *Gambusia holbrooki* y *Procambarus clarkii* como las especies que provocan el efecto negativo de mayor magnitud sobre las poblaciones de fartet y sobre los posibles hábitats para reintroducir la especie. Finalmente, un factor de declive que no ha quedado reflejado en el presente análisis, si bien presenta una importancia notoria en relación con esta especie, y en la mayoría de las ocasiones se ha presentado como derivado del desarrollo urbanístico y aumento del turismo, ha sido el abandono de la explotación salinera y la consecuente desaparición de estos humedales de carácter artificial o semi-natural, pero vitales para especies como la que aquí estamos haciendo mención.

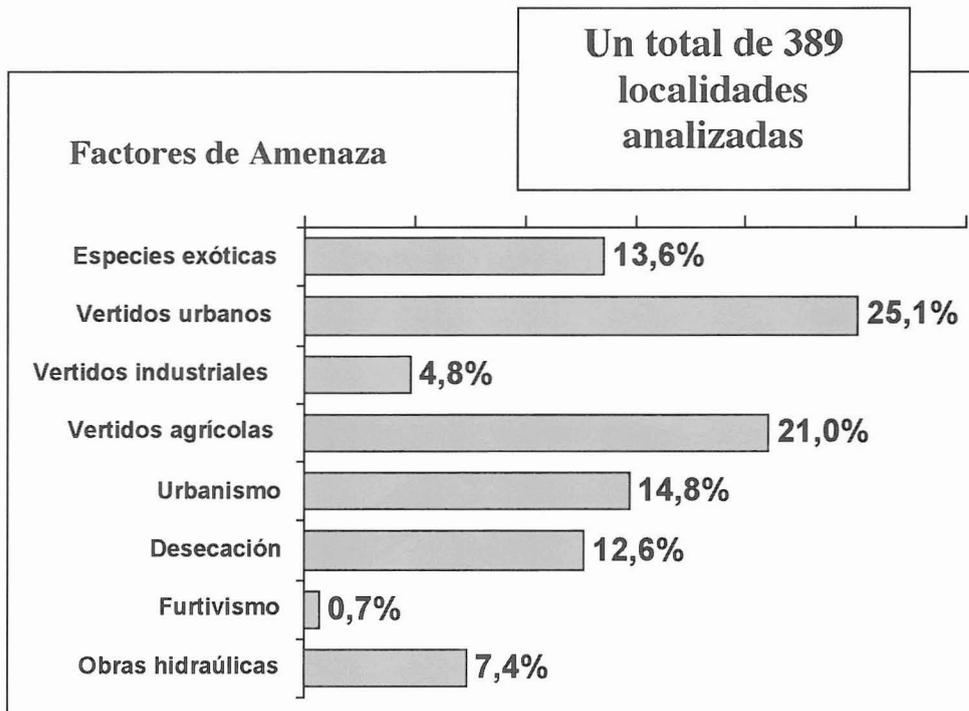


FIGURA 2
Factores de amenaza sobre el rango de distribución actual y potencial del fartet en el sureste de la Península Ibérica

Estatus de Conservación: Aplicación de los criterios de la UICN a escala regional.

La aplicación de los criterios de la Lista Roja de especies de la UICN es, probablemente, el mecanismo o herramienta conservacionista más adecuada para evaluar el riesgo de extinción que presenta una especie (Gärdenfors, 2001). A su vez, la evaluación a escala regional de especies y de niveles taxonómicos inferiores a la especie, no sólo es factible sino que es recomendada por la propia UICN (IUCN, 2001), siempre y cuando se tengan en cuenta la recomendaciones de la misma y sus grupos de trabajo especializados en tal tarea (IUCN/SSC Regional Applications Working Group; Gärdenfors *et al.*, 1999, entre otros).

Cuando la población de una especie a escala regional está aislada geográficamente de otras poblaciones conespecíficas de la misma, los criterios de la Lista Roja de la UICN pueden ser utilizados sin modificaciones (IUCN, 2001). El peligro de extinción de dicha población aislada es idéntico al que puede presentar un taxón endémico, y en estos casos los criterios pueden ser utilizados sin alterar sus umbrales. No obstante, a la hora de realizar una evaluación regional, ésta debe realizarse en dos pasos generales (Gärdenfors *et al.*, 1999, Gärdenfors, 2001): el primer paso consiste en evaluar aplicando los criterios UICN a la población regional del taxón, y el segundo paso, se evalúa el efecto que taxones conespecíficos externos a la región puedan ejercer sobre el evaluado, pudiendo aumentar o disminuir la categoría de amenaza establecida para el mismo.

No obstante, no debemos olvidar que la categoría de amenaza simplemente ofrece una evaluación de la probabilidad de extinción en las circunstancias actuales, mientras que las prioridades de actuación para su conservación podrán tener en cuenta muchos otros factores (costos, logística, posibilidades de éxito, etc.).

De esta forma, en el presente trabajo, gracias a los datos y experiencia de trabajo con la especie en el sureste español desde hace más de 7 años, se han aplicado los criterios UICN para evaluar cuantitativamente el riesgo de extinción que presenta, en primera instancia, la totalidad de la población de fartet a nivel del sureste ibérico (Granada, Almería, Murcia y Alicante) y, en segunda, considerando que dicha aproximación carece de definición a la hora de catalogar poblaciones severamente aisladas y en grave peligro de desaparición, aplicamos los criterios UICN a cada una de las Unidades de Manejo antes mencionadas (Figura 1)

FIGURA 3

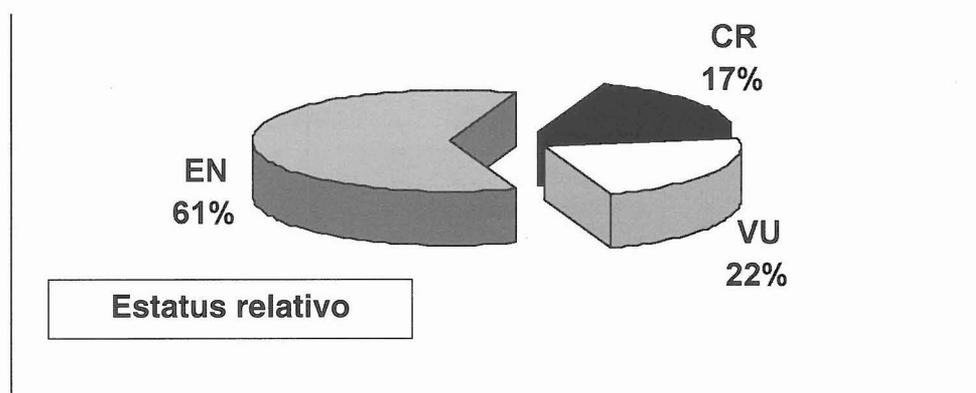
Categorías de amenaza de la UICN para la población del Fartet del sureste ibérico y el riesgo de extinción relativo obtenido a partir de la aplicación específica a las Unidades de Manejo

Estatus de Conservación (IUCN, 2001)***Aphanius iberus*****EN 2b(ii,iii,iv)c(iv)****Sureste Península Ibérica**

Proporción: 31,25% del total de localidades con presencia de la especie en todo su rango de distribución

Estatus poblaciones litoral mediterráneo: EN A1ce; B1+2bcd (Doadrio, 2001).

Estatus mundial UICN: DD (IUCN Red List, 2000).



De esta forma, la categoría para la población total de *Aphanius iberus* en el sureste ibérico, resultante de la aplicación de los criterios UICN y del procedimiento de ajuste antes mencionado, es la de *En Peligro* (EN) [Criterios: 2b(ii,iii,iv)c(iv)]. Atendiendo a los datos presentados por Moreno-Amich *et al.* (1999) y Doadrio (2001), la población a la que aplicamos dicha categoría representa el 31,25% del total de localidades con presencia de la especie en todo el litoral mediterráneo español.

No obstante, la evaluación específica de cada una de las Unidades de Manejo para el fartet en el sureste ibérico (Tabla 1), muestra a las poblaciones ubicadas en las Salinas de Marchamalo, Río Chícamo y Villena en *Peligro Crítico* de desaparición (CR). Es decir, esta evaluación específica nos permite detectar el riesgo real e inminente de desaparición de la especie que existe en áreas concretas. Del mismo modo, mediante esta aproximación específica se puede establecer la estructuración porcentual de los riesgos de extinción de la población regional en su conjunto (Figura 3).

Las Salinas de Marchamalo son una pequeña explotación salinera ubicada en la ribera sur del Mar Menor con una extensión inundada que no supera 1 Km², el peligro de desaparición de las mismas es altísimo, producto, principalmente, de la presión urbanística. Hasta el momento, nos atrevemos a decir que son los convenios existentes entre la Administración Autonómica y los propietarios de dichas salinas, los que están salvando a este pequeño humedal de su desaparición. Por otro lado, la población de la especie del río Chícamo, aislada geográficamente del resto, muestra unos efectivos escasísimos, una disponibilidad de hábitat mínima, que unido al uso abusivo que se hace del agua, al peligro de contaminación agrícola y a la extremada aridez de esta zona hacen que podamos considerar a esta población, cuyas características genéticas le han valido una distinción propia, al borde de la extinción. Finalmente, el caso de situación límite podría plasmarse en la población "existente" en el término municipal de Villena, localizada en una balsa de riego, presenta un riesgo límite de extinción debido al escaso número de ejemplares y a la gestión del hábitat en el que se encuentran (Ballester *et al.*, 2001). Si bien, como se menciona en el presente volumen, *stocks* de fartet originarios del Alto Vinalopó se mantienen en el Centro de Recuperación de Fauna de la Consellería de Medi Ambient "La Mata del Fang" (Saler, Valencia), lo que en un futuro podría permitir la reintroducción de la especie en el área.

Estrategia para la recuperación y conservación

La estrategia para la restauración y la conservación del fartet en el sureste peninsular debe tener una finalidad "restaurar y asegurar a la especie como componente faunístico, viable por sí misma, en el área de distribución nativa". Ésta debe basarse en la obtención, a su vez, de unos objetivos principales: (1) Protección y conservación de las unidades de manejo establecidas, (2) Establecimiento, protección y conservación de un número adicional mínimo de poblaciones viables y (3) Establecimiento de poblaciones refugio ubicada en hábitats prioritarios para la especie.

Llevar a cabo la estrategia propuesta, implicará la puesta en marcha de un plan de actuaciones a corto plazo o inmediatas y un plan de actuaciones a medio plazo. Las actuaciones a corto plazo incluirán, en cada caso, actuaciones concretas y dirigidas a la salvaguarda de la especie en zonas de su área de distribución donde la situación es extrema, como son el caso de las Salinas de Marchamalo, Río Chícamo y Villena. Las actuaciones deberán incluir el manejo tanto del hábitat como de la especie.

El plan de actuación a medio plazo debe comprender, a su vez, diversos programas que detallaremos a continuación:

1.–*Programa de actividades de protección y conservación*, cuyo objeto sería establecer y aplicar eficazmente medidas de protección y conservación de la especie y su hábitat, erradicar las actividades que destruyen el hábitat de la especie, y proteger y mantener la diversidad genética de la especie.

2.–*Programa de estudios e investigación aplicada a la gestión de la especie*, que debe intentar incrementar los conocimientos sobre la especie y su hábitat, pero siempre dirigidos al establecimiento de los criterios a usar para una gestión adecuada de la especie; determinar los hábitats óptimos y críticos para la especie en el sureste peninsular y disponer de información actualizada y continua sobre los parámetros demográficos de la misma en esta área geográfica. Todo ello acorde con la posición de la UICN con respecto a la investigación con especies en riesgo de extinción (IUCN, 1989).

3.–*Programa de restauración, rehabilitación y manejo del hábitat*, su objeto sería la creación de una red de hábitats prioritarios para la especie en el sureste peninsular y diseñar y aplicar actividades que contribuyan eficazmente a la restauración, rehabilitación y/o conservación de los diferentes hábitats actuales o potenciales para la especie.

4.–*Programa de restablecimiento de poblaciones (reintroducción y reconstitución)*, que tendría como objeto la selección adecuada de los lugares susceptibles de albergar las nuevas poblaciones de fartet y la realización de una correcta reintroducción y/o reconstitución de tales poblaciones. Esto conllevaría protocolos ajustados, entre otros, a las Guías para la realización de reintroducciones propuestas por la UICN (IUCN, 1998), donde se incluyen aspectos tan importantes como el reconocimiento de las “Introducciones benignas”.

5.–*Programa de caracterización e intercambio genético entre poblaciones*, que debería garantizar el mantenimiento de la diversidad, actual y futura, de las unidades de manejo establecidas de fartet en el sureste peninsular. Esto abarcaría la caracterización genética de las unidades de manejo de la especie, actuales y futuros, de la especie en dicha área de distribución.

6.–*Programa de cría en cautividad*, cuyo objeto debe ser asegurar la supervivencia de la especie y su acervo genético; establecer un *stock* en cautividad de aquellas unidades de manejo actuales y futuras de fartet que presenten una amenaza patente; obtener ejemplares para estudio e investigación y obtener un número adecuado de individuos para el programa de restablecimiento de poblaciones.

7.–*Programa de divulgación y concienciación*, fundamental en cualquier intento de recuperar y conservar una especie de estas características (Deacon y Deacon, 1991), y que debería tener como objeto incrementar la sensibilidad de los distintos grupos sociales hacia la problemática del fartet y la necesidad de conservarlo.

8.–*Actuaciones de coordinación y cooperación entre Administraciones y Organizaciones no Gubernamentales interesadas en la conservación de la especie*, que debería fomentar la coordinación y cooperación entre dichas entidades para obtener una gestión conjunta en todo el sureste peninsular.

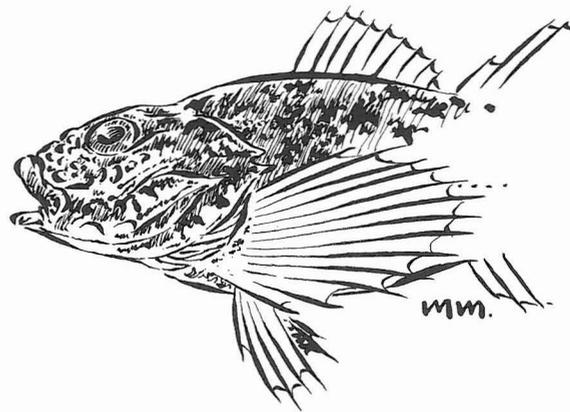
Finalmente, para no incurrir en una estrategia de conservación inefectiva, debería contemplarse un Plan de Seguimiento y Vigilancia con la finalidad de priorizar actuaciones durante el desarrollo de la estrategia, evaluar resultados y redefinir, siempre que se considere necesario, los objetivos de la misma.

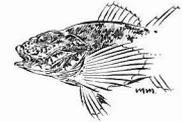
Opinión personalizada

Se puede afirmar que la situación de los ciprinodóntidos en la Península Ibérica es agonizante. Pensamos que, al igual que alude Miguel Delibes en “*Un Mundo que agoniza*” cuando se refiere a la Naturaleza en su conjunto, la extinción de una especie no es solamente la desaparición física de la misma, sino que también es la destrucción y, por tanto, pérdida de su significado para el hombre, una verdadera amputación espiritual y vital.

Los criterios y estrategia para la recuperación y conservación de los ciprinodóntidos aquí expuestos, son de vital importancia para los estamentos encargados de su gestión. Con la aplicación de dicha estrategia las expectativas de recuperación y conservación de este grupo de peces aumentarían considerablemente y, no sólo nos acercaríamos al cumplimiento de la legislación nacional e internacional referente a conservación biológica, sino que dichos estamentos se apuntarían un éxito que, creemos, tiene un valor incalculable.

Bibliografía





A

- AGGUS L. R., CLUGSTON J. P., HOUSER A., JENKINS R. M., VOGELE L. E. & C. H. WALBURG. 1980. *Monitoring of fish in reservoirs*. "Biological monitoring of fish", C. H. Hocutt & J. R. Stauffer (eds.), Lexington Books, Lexington, pp.: 149-177
- AGUNDEZ P., DOMINGUEZ J. & J. C. PENA 1987. Sobre la fecundidad del lucio (*Esox lucius*) en la cuenca del Esla. *Tierras de León* 66: 1-7
- ALMAÇA C. 1971. Sur la collection de Barbeaux (genre et sous genre *Barbus*) ibériques et nord-Africains du Forschungssinstitut Senckenberg (Frankfurt a. m.). *Arquivos do Museo Bocage* 3 (21):1-5
- ALMAÇA C. 1972. Sur la sytematique des Barbeaux (genre et sous-genre *Barbus*) de la Peninsule Iberique et de l'Afrique du nord. *Arquivos do Museo Bocage* 3 (10): 319-346
- ALMAÇA C. 1976. Zoogeografia e epeciação dos ciprinideos da Península Iberica. *Boletim da Sociedade Portuguesa de Ciencias Naturais* 4: 1-28
- ALMAÇA C. 1982. Re-examination of the types of *Barbus haasi* Mertens, 1924 (Pisces, Cyprinidae). *Senckenbergiana Biológica* 63(1/2): 33-38
- ALMAÇA C. 1988. Remarks on the biogeography of Euro-Mediterranean *Barbus* (Cyprinidae, Pisces). *Bulletin de la Société d'Ecologie* 19: 159-162
- ALMAÇA C. 1995a. *Fish species and varieties introduced into Portuguese inland waters*. Publicações Avulsas do Museu Bocage, Lisboa, 29 pp
- ALMAÇA C. 1995b. Freshwater fish and their conservation in Portugal. *Biological Conservation* 72: 125-127
- ALMAGRO BASCH M. 1960. *Manual de Historia Universal I (Prehistoria)*. Editorial Espasa-Calpe. Madrid
- ALMODÓVAR A. 1999. *Variabilidad ecológica de la trucha común Salmo trutta en el centro de España*. Implicaciones para su conservación y gestión. Tesis Doctoral, Universidad Complutense, Madrid
- ALMODÓVAR A. & A. BURGALETA. 1993. *Productions of brown trout (Salmo trutta L.) in five rivers of central Spain under different angling impact*. Ecological Basis for River Management Symposium, Leicester, Inglaterra
- ALMODÓVAR A. & B. ELVIRA 1994. Further data on the fish fauna catalogue of the Natural Park of Ruidera Lakes (Guadiana river basin, central Spain). *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 25: 2173-2177
- ALMODÓVAR A. & G. G. NICOLA. 1998a. Assessment of a brown trout *Salmo trutta* population in the River Gallo (central Spain): angling effects and management implications. *Italian Journal of Zoology* 65: 539-543
- ALMODÓVAR A. & G. G. NICOLA. 1998b. Minicentrales en ríos de alta montaña. Incidencia en las poblaciones de trucha común. *Trofeo Pesca* 65: 50-51
- ALMODÓVAR A. & G. G. NICOLA. 1999. Effects of a small hydropower station upon brown trout *Salmo trutta* L. in the River Hoz Seca (Tagus basin, Spain) one year after regulation. *Regulated Rivers: Research and Management* 15: 477-484
- ALMODÓVAR A., NICOLA G. G. & J. SUÁREZ. 2000. La trucha. Un pez en crisis. *Biológica* 48: 44-52

- ALVES M. J., COELHO M. M. & M. J. COLLARES-PEREIRA. 1997. The *Rutilus alburnoides* complex (Cyprinidae): evidence for a hybrid origin. *Journal of Zoological Systematical and Evolutionary Research* 35 (1)
- ALVES J. M., COELHO M. M. & M. J. COLLARES-PEREIRA. 1998. Diversity in the reproductive modes of females of the *Rutilus alburnoides* complex (Teleostei, Cyprinidae): A way to avoid the genetic constraints of uniparentalism. *Molecular Biology and Evolution* 15: 1233-1242
- ALVES M. J., COELHO M. M., PRÓSPERO M. I. & M. J. COLLARES-PEREIRA. 1999. Production of fertile unreduced sperm by hybrid males of the *Rutilus alburnoides* complex (Teleostei, Cyprinidae): an alternative route to genome tetraploidization in unisexuals. *Genetics* 151(1)
- ANÓNIMO. 1992. *Iglesias Brage e América. A recuperación dun personaxe para a Historia de Galicia*. Catálogos de Exposicións. Arquivo do Reino de Galicia. Xunta de Galicia
- ANÓNIMO 2000. *IUCN guidelines for the prevention of biodiversity loss caused by alien invasive species*. SSC Invasive Species Specialist Group, IUCN, Gland, 16 pp
- ANTUNES M. T., BALBINO A. & J. GAUDANT. 1996. Discovery of the most recent European characiform fish from the Upper Miocene of Portugal. *Comunicacoes do Instituto* 81: 79-84
- APARICIO E. & A. DE SOSTOA. 1998. Reproduction and growth of *Barbus haasi* in a small stream in the N.E. of the Iberian Peninsula. *Archiv für Hydrobiologie* 142: 95-110
- APARICIO E., VARGAS M. J., OLMO J. M. & A. DE SOSTOA. 2000. Decline of native freshwater fishes in a Mediterranean watershed on the Iberian peninsula: a quantitative assessment. *Environmental Biology of Fishes* 30: 359-368
- ARIAS J., SÁNCHEZ L. & P. MARTÍNEZ. 1995. Low stocking incidence in brown trout populations from northwestern Spain monitored by *LDH-5** diagnostic marker. *Journal of Fish Biology* 47 (suppl A): 170-176
- ASTAUROV B. L. 1969. Experimental polyploidy in animals. *Annual Review of Genetics* 2: 99-126
- AVERY E. L. & R. L. HUNT. 1981. *Populations dynamics of wild brown trout and associated sport fisheries in four Central Wisconsin streams*. Wisconsin Department of Natural Resources, Technical Bulletin 121, 26 pp
- AVISE J. C. 1994. *Molecular Markers, Natural History and Evolution*. Chapman and Hall. New York. 511 pp.
- AVISE J. C., QUATTRO J. M. & R. C. VRIJENHOEK. 1992. Molecular clones within organismal clones. *Evolutionary Biology* 26: 225-246

B

- BACESCU L. 1962. Contribution à la systematique du genre *Cobitis* description d'une espèce nouvelle, *Cobitis calderoni* provenant de l'Espagne. *Revue Roumaine Biologie* 6 (4): 435-448
- BAIN M. B. 1993. Assessing impacts of introduced aquatic species: grass carp in large systems. *Environmental Management* 17: 211-224
- BALON E. K. 1995. The common carp, *Cyprinus carpio*: its wild origin, domestication in aquaculture, and selection as colored nishikigoi. *Guelph Ichthyology Reviews* 3: 1-54. Institute of Ichthyology, University of Guelph. Guelph, Ontario, Canada
- BALON E. K., CRAWFORD S. S. & A. LELEK 1986. Fish communities of the upper Danube River (Germany, Austria) prior to the new Rhein-Main-Donau connection. *Environmental Biology of Fishes* 15: 243-271
- BALLESTER, J.J., J. HERNÁNDEZ, J.A. GARCÍA & M. MANRESA. 2001. Estudio ecológico del fartet (*Lebias iberá*) en los humedales del sur de la provincia de Alicante. Instituto de Cultura Juan Gil-Albert. Alicante. 144 pp.
- BANARESCU P. 1960. Einige Fragen zur Herkunft und verbreitung der süßwasserfischfauna der europäisch-mediterranen Unterregion. *Archiv für Hydrobiologie* 57 (1/2): 16-134
- BANARESCU P. 1964. *Fauna Republicii Populare Romine: Pisces-Osteichthyes* 13, Bucuresti: A.E.R.P.R.
- BANARESCU P. 1973. Origin and affinities of the freshwater fish fauna of Europe. *Ichthyologia* 5 (1): 18
- BANARESCU P. 1989. *Zoogeography and history of the freshwater fish fauna of Europe. Holcik J (de)*. The freshwater fishes of Europe. Vol 1. Aula-Verlag, Wiesbaden, pp: 88-107
- BANARESCU P. 1992. *Zoogeography of fresh waters: Distribution and dispersal of freshwater animals in North America and Eurasia*. Vol 2 Aula-Verlag, Wiesbaden

- BARTLEY D., BAGLEY M., GALL G. & B. BENTLEY. 1992. Use of linkage disequilibrium to estimate effective size of hatchery and natural fish populations. *Conservation Biology* 6: 365-375
- BERNATCHEZ L., GUYOMARD R. & F. BONHOMME. 1992. DNA sequence variation of the mitochondrial control region among geographically and morphologically remote European brown trout *Salmo trutta* populations. *Molecular Ecology* 1: 161-17
- BERNÚES M. 1990. *Limnología de los ecosistemas acuáticos del Parque Nacional de Doñana*. Ph. D. Thesis. Autonomous University of Madrid. Madrid
- BERREBI P., KOTTELAT M., SKELTON P. & P. RÁB. 1996. Systematics of *Barbus*: State of the art and heuristic comments. *Folia Zoologica* 45: 5-12
- BEVERIDGE M. C. M., ROSS L. G. & L. A. KELLY. 1994. Aquaculture and biodiversity. *Ambio* 23: 497-502
- BIANCO P. 1990. Potential role of the paleohistory of the Mediterranean and Paratethys basins on the early dispersal of Euro-Mediterranean freshwater fishes. *Ichthyological Exploration of Freshwaters* 1: 167-184
- BIANCO P. 1998. Diversity of Barbinae fishes in southern Europe with descriptions of a new genus and a new species (Cyprinidae). *Italian Journal of Zoology* 65(Suppl): 125-136
- BLANCO CASTRO E. 1995a. Plantas insecticidas de uso agrícola e industrial. *Quercus* 115: 6-7
- BLANCO CASTRO E. 1995b. *Investigaciones etnobotánicas en la sierra de El Caurel (Lugo) y en La Calabria extremeña (Badajoz)*. Tesis doctoral, Dpto. de Biología, Universidad Autónoma de Madrid
- BLANCO CASTRO E. 1996. *El Caurel. Las plantas y sus habitantes*. Fundación Caixa Galicia
- BLANCO CASTRO E. 1998. *Diccionario de etnobotánica segoviana. Pervivencia del conocimiento sobre las plantas*. Colección Hombre y Naturaleza III. Ayto. de Segovia, Caja Segovia, Diputación Provincial de Segovia, Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio de la Junta de Castilla y León. Valladolid
- BLANCO J. C. & J. L. GONZÁLEZ. 1992. *Libro Rojo de los Vertebrados de España*. ICONA. Colección Técnica. MAPA. Madrid
- BOGUTSKAYA N. G. & M. J. COLLARES-PEREIRA. 1997. Redescription of the Iberian cyprinid *Anaocypris hispanica* with comments on its taxonomic relationships. *Ichthyological Exploration of Freshwaters* 7 (3/4): 243-256
- BOSCÁ A. 1916. *Fauna Valenciana*. Alberto Martín. Barcelona. 131pp
- BRAÑA F. 1995. Biología y conservación del Salmón Atlántico (*Salmo salar*) en los ríos de la región Cantábrica. ICONA. Colección Técnica. MAPA. Madrid
- BRAÑA F., FRECHILLA L. & G. ORIZAOLA. 1996. Effect of introduced fish on amphibian assemblages in mountain lakes of northern Spain. *Herpetological Journal* 6: 145-148
- BRIGGS J. C. 1979. Ostariophysan zoogeography: an alternative hypothesis. *Copeia*: 111-118
- BRIOLEY J., GALTIER N., BRITO R. M. & Y. BOUVET. 1998. Molecular phylogeny of Cyprinidae inferred from cytochrome b DNA sequences. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 9: 100-8
- BRUTON M. N. 1995. Have fishes had their chips? The dilemma of threatened fishes. *Environmental Biology of Fishes* 43: 1-27
- BUEN F. DE. 1930. Notas sobre la fauna ictiológica de nuestras aguas dulces. *Boletín del Instituto Español de Oceanografía. Notas y Resúmenes* 2 (46): 1-62
- BUEN F. DE. 1935. Fauna Ictiológica. Catálogo de los peces ibéricos: de la planicie continental, aguas dulces, pelágicas y de los abismos próximos. *Boletín del Instituto Español de Oceanografía. Notas y Resúmenes* 88: 1-89
- BULGER A. J. & R. J. SCHULTZ. 1982. Origins of thermal adaptation in northern vs southern populations of a unisexual hybrid fish. *Evolution* 36: 1041-1050
- BURKILL H. M. 1985. *The Useful Plants of West Tropical Africa*. Vol. 1 (families A-D). Royal Botanic Gardens. Kew
- BUTH D. G., DOWLING T. E. & J. R. GOLD. 1993. *Molecular and cytological investigations*. Pp. 83-127. Cyprinid fishes, systematics, biology and exploitation. Winfield, I. J. & Nelson, J. S. (eds.). Chapman & Hall, London

C

- CABODEVILLA M. A. 1998. *El Gran Viaje. Marcos Jimenez de la Espada, Francisco de Paula Martínez, Manuel Almagro, y Juan Isern*. Embajada de España. Agencia Española de Cooperación Internacional. ABYA-YALA. Quito. Ecuador

- CABRERA LL & J. GAUDANT. 1985. Los ciprínidos (Pisces) del sistema lacustre Oligocénico-Miocénico de los Monegros (Sector SE de la Cuenca del Ebro, provincias de LLeida, Tarragona, Huesca y Zaragoza). *Acta Geologica Hispánica* 20 (3/4): 219-226
- CAGIGAS M. E., VÁZQUEZ E., BLANCO G. & J. A. SÁNCHEZ 1999. Genetic effect of introduced hatchery stocks on indigenous brown trout (*Salmo trutta* L.) populations in Spain. *Ecology of Freshwater Fishes* 8 (3): 141-150
- CALLEJAS F. 1857. *Fuero de Sepúlveda*. Publicado por el Boletín de Jurisprudencia y Administración y arreglado y anotado por D. Feliciano Callejas, Juez de Primera Instancia que fue de aquel partido. Madrid
- CALLEJAS C. & M. D. OCHANDO. 2000. Recent radiation of Iberian barbel fish (Teleostei, Cyprinidae) inferred from Cytochrome b genes. *Journal of Heredity* 91: 283-288
- CAMARGO J. A. & D. GARCÍA DE JALÓN. 1990. The downstream impact of the Burgomillodo reservoir, Spain. *Regulated Rivers: Research and Management* 5: 305-317
- CARMONA J. A., DOADRIO I., MÁRQUEZ A. L., REAL R., HUGUENY B. & J. M. VARGAS. 1999. Distribution patterns of indigenous freshwater fishes in the Tagus River basin, Spain. *Environmental Biology of Fishes* 54: 371-387
- CARMONA J. A., DOMÍNGUEZ J. & I. DOADRIO. 2000. Congruence between allozyme and cytochrome b gene sequence data in assessing genetic differentiation within the Iberian endemic *Chondrostoma lemmingii* (Pisces: Cyprinidae). *Heredity* 84: 721-732
- CARMONA J. A., SANJUR O. I., DOADRIO I., MACHORDOM A. & R. C. VRIJENHOEK. 1997. Hybridogenetic reproduction and maternal ancestry of polyploid Iberian fish: The *Tropidophoxinellus alburnoides* complex. *Genetics* 146: 983-993
- CASADO M. P. 1995. *Sistemática del género Rutilus Rafinesque, 1820 en la Península Ibérica*. Tesis Doctoral. Universidad Complutense. Madrid.
- CASADO C., GARCÍA DE JALÓN D., DEL OLMO C. M. & F. MENES. 1989. The effect of an irrigation and hydroelectric reservoir on its downstream communities. *Regulated Rivers: Research and Management* 4: 275-284
- CASANA MARTÍNEZ E. 1993. *Patrimonio etnobotánico de la provincia de Córdoba: Subbética, Campiña y Vega del Guadalquivir*. Tesis doctoral, ETS de Ingenieros Agrónomos y de Montes, Universidad de Córdoba
- CAVALLI-SFORZA L. L. & F. CAVALLI-SFORZA. 1994. *Quiénes somos. Historia de la diversidad humana*. Drakontos Crítica. Grijalbo Mondadori. Barcelona
- CIMINO M. C. 1972. Egg production, polyploidization and evolution in a diploid all-female fish of the genus *Poeciliopsis*. *Evolution* 26: 294-306
- CLAUDI R. & J. H. LEACH. 1999. *Nonindigenous fresh water organisms: Vectors, biology and impacts*. Lewis Publishers, Inc., 480 pp
- COELHO M. M., ALVES M. J., COLLARES-PEREIRA M. J. & R. MATSON. 1997. Allozyme assessment of the phylogenetic relationships of the Iberian species *Chondrostoma lemmingii* and *C. lusitanicum* (Pisces, Cyprinidae). *Folia Zoologica* 46:15-26
- COLLARES-PEREIRA M. J. 1983a. *Estudo sistemático e citogenético dos pequenos ciprinídeos ibéricos pertencentes aos géneros Chondrostoma Agassiz, 1835 Rutilus Rafinesque, 1820 e Anaecypris Collares-Pereira, 1983*. Ph. D. Diss., Univ. of Lisbon
- COLLARES-PEREIRA M. J. 1983b. Les phoxinelles circummediterranéens avec la description d'*Anaecypris* n. gen. (Poissons, Cyprinidae). *Cybiurn* 7: 1-7
- COLLARES-PEREIRA M. J. 1984. The "*Rutilus alburnoides* (Steindachner, 1866) complex" (Pisces, Cyprinidae). I. Biometrical analysis of some Portuguese populations. *Arquivos do Museo Bocage* (A) 2: 111-143
- COLLARES-PEREIRA M. J. 1985. The "*Rutilus alburnoides* (Steindachner, 1866) complex" (Pisces, Cyprinidae). II. First data on the karyology of a well-established diploid-triploid group. *Arquivos do Museo Bocage* (A) 3: 69-90
- COLLARES-PEREIRA M. J. 1989. *Hybridization in European Cyprinids: Evolutionary potential of Unisexual populations*. Pp. 281-288. *Evolution and Ecology of Unisexual Vertebrates*. Dawley, R. & Bogart, J. (ed.). New York State Museum, Albany, New York
- COLLARES-PEREIRA M. J. & J. M. MADEIRA. 1990. Cytotaxonomic studies in Iberian cyprinids. III. Karyology of Portuguese populations of *Barbus* Cuvier, 1817, with some reconsiderations on the karyological evolution of the Cyprinidae. *Caryologia* 43: 17-26

- COMISIÓN DE SUPERVIVENCIA DE ESPECIES DE LA UICN. 1994. *Categorías de las listas rojas de la UICN*. IUCN. The World Conservation Union.
- CONDREY M. J. & P. BENTZEN. 1998. Characterization of coastal cutthroat trout (*Oncorhynchus clarki clarki*) microsatellites and their conservation in other salmonids. *Molecular Ecology* 7: 787-789
- CÔTÉ I. M., VINYOLES D., REYNOLDS J. D., DOADRIO I. & A. PERDICES. 1999. Potential impacts of gravel extraction on Spanish populations of river blennies *Salaria fluviatilis* (Pisces, Blenniidae). *Biological Conservation* 87: 359-367
- COWX I. G. 1997. Introduction of fish species into European fresh waters: Economic successes or ecological disasters? *Bulletin Francais de la Pêche et de la Pisciculture* 344-345: 57-77
- COWX I. G. 1998. *Stocking and Introduction of Fish*. Fishing News Books, Oxford, 455 pp
- COWX I. G. & R. A. GOULD. 1989. Effects of stream regulation on Atlantic salmon, *Salmo salar* L., and brown trout, *Salmo trutta* L., in the upper part Severn catchment, U.K. *Regulated Rivers: Research and Management* 3: 235-245
- CRISP D. T., MANN R. H. K. & P. R. CUBBY. 1983. Effects of regulation of the River Tees upon fish populations below Cow Green reservoir. *Journal of Applied Ecology* 20: 371-386
- CRISP D. T. & S. ROBSON. 1982. Analysis of fishing records for Cow Green Reservoir, upper Teesdale, 1971-1980. *Fisheries Management* 13: 65-78
- CRIVELLI A. J. 1995. Are fish introductions a threat to endemic freshwater fishes in the northern Mediterranean region? *Biological Conservation* 72: 311-319.
- CRIVELLI A. J. 1996. *The freshwater fish endemic to the northern Mediterranean region. An Action Plan for their conservation*. Tour du Valat Publication, Arles, 171 pp
- CROSS T. F., MILLS C. P. R. & M. DE COURCY WILLIAMS. 1992. An intensive study of allozyme variation in freshwater resident and anadromous trout *Salmo trutta* L., in Western Ireland. *Journal of Fish Biology* 40: 25-32

D

- DEACON, J.E. & C. DEACON. 1991. Ash Meadows and the Legacy of the Devils Hole Pupfish. Pp. 69-87. *Battle Against Extinction. Native fish management in the American West*. Minckley W.J. y Deacon, J.E. (eds.). USA, The University of Arizona Press.
- DARLINGTON P. J. 1957. *Zoogeography: The geographical Distribution of Animals*. New York Wiley. 675pp
- DAWLEY R. M. 1989. *An introduction to unisexual vertebrates*. Pp. 281-288. *Evolution and Ecology of Unisexual Vertebrates*. Dawley, R. & Bogart, J. (ed.). New York State Museum, Albany, New York
- DE LA PAZ GRAELLS M. 1864. *Manual práctico de piscicultura ó prontuario para servir de guía al piscicultor en España, y a los empleados de la administración pública en nuestras aguas dulces y saladas*. Madrid. Edición facsímil Librerías Parías-Valencia. Valencia
- DE LA PEÑA A. 1995. Los peces terciarios de las cuencas continentales ibéricas: Marco histórico y registro fósil conocido. *Coloquios de Paleontología* 47: 25-46
- DEL MORAL ITUARTE L. 1991. *La obra hidráulica en la cuenca baja del Guadalquivir (siglos XVIII-XX). Gestión del agua y organización del territorio*. Ed. Consejería de Obras Públicas y Transportes. Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación. Universidad de Sevilla
- DEMESTRE M., ROIG A., SOSTOA A. & F. SOSTOA. 1977. Contribució a l'estudi de la ictiofauna continental del delta de l'Ebre. *Treballs de la Institució Catalana de Historia Natural*. 8: 145-226
- DIAZ-LUNA, J. L. 1985. Localización de especies ictiológicas foráneas de escasa dispersión. *Quercus* 15: 11-12
- DIAZ-LUNA, J. L. 1990. La perca sol, un pez en expansión. *Caza y Pesca* 573: 695-697
- DÍEZ F. A. 1985. *Notas previas al diario de un pescador*. J. Pariente Díez, 50 años de historia a la orilla del río. Memorias de un pescador leonés de truchas: 3-12. León
- DOADRIO I. 1984. *Relaciones filogenéticas y biogeográficas de los barbos (Barbus, Cyprinidae) de la Península Ibérica y aportes corológicos y biogeográficos a su ictiofauna continental*. Univ. Complutense. Tesis Doctoral

- DOADRIO I. 1988. Delimitation of areas in the Iberian Peninsula on the basis of freshwater fishes. *Bonner Zoologische Beiträge* 39: 113-128
- DOADRIO I. 1989. *Catálogo de los peces de agua dulce del Museo Nacional de Ciencias Naturales*. MNCN-CSIC. Madrid
- DOADRIO I. 1990. Phylogenetic relationships and classification of west palaeartic species of the genus *Barbus* (Osteichthyes, Cyprinidae). *Aquatic Living Resources* 3 (4):265-282
- DOADRIO I. 1994. Freshwater fish fauna of North Africa and its biogeography. *Koninklijk Museum voor Midden-Africa Tervuren Belgie Annalen Zoologische Wetenschappen* 275: 21-34
- DOADRIO I. & P. CASADO. 1989. Notas sobre la ictiología continental de los yacimientos de la cuenca Guadix-Baza. *Trabajos sobre el Neógeno y Cuaternario* 11: 139-150
- DOADRIO I. & J. A. CARMONA. 1998. Genetic divergence in Greek populations of the genus *Leuciscus* and its evolutionary and biogeographical implications. *Journal Fish Biology* 53: 591-613
- DOADRIO I., CARMONA J. A. & C. FERNÁNDEZ-DELGADO. ENVIADO. Morphometric study of the Iberian *Aphanius* (Actinopterygii, Cyprinodontiformes) with description of a new species. *Folia Zoologica*
- DOADRIO, I. & B. ELVIRA 1985. Distribución geográfica actual del género *Carassius* Jarocki, 1822 (Ostariophysi, Cyprinidae) en España. *Miscelanea Zoologica* 10: 385-387
- DOADRIO I., ELVIRA B. & Y. BERNAT. 1991. *Peces continentales españoles. Inventario y clasificación de zonas fluviales*. MAPA-ICONA. Colección Técnica. MAPA. 221 pp Madrid
- DOADRIO I., LOBON-CERVIA J. & A. DE SOSTOA. 1985. The chub (*Leuciscus cephalus cephalus* L., 1758) in the Iberian Peninsula. *Cybium* 9 (4): 410-411
- DOADRIO I. & A. PERDICES. 1997. Taxonomic study of the iberian *Cobitis* (Osteichthyes, Cobitidae) with description of a new species. *Zoological Journal of the Linnean Society* 119: 51-67
- DOADRIO I., PERDICES A. & A. MACHORDOM. 1996. Allozymic variation of the endangered killifish *Aphanius iberus* and its application to conservation. *Environmental Biology of Fishes* 45: 259-271
- DOADRIO, I. 2001. Atlas y Libro Rojo de los Peces Continentales de España. Dirección General de Conservación de la Naturaleza y Museo Nacional de Ciencias Naturales. Madrid. 364 pp.
- DOADRIO, I., A. PERDICES & A. MACHORDOM. 1996. Allozymic variation of the endangered killifish *Aphanius iberus* and its application to conservation. *Environmental Biology of Fishes*, 45: 259-271.
- DOADRIO, I., S. SCHÖNHUTH & J. DOMINGUEZ. 1999. Varibilidad genética de cinco poblaciones de fartet (*Aphanius iberus*) en la Comunidad Autónoma de Murcia. Informe Técnico. 36pp.
- DOBZHANSKY TH. 1937. *Genetics and the origin of species*. Columbia University Press, New York
- DOBZHANSKY TH. 1970. *Genetics of the evolutionary process*. Columbia University Press, New York
- DODSON J. J., GIBSON R. J., CUNJAK R. A., FREEDLAND K. D., GARCÍA DE LEANIZ C., GROSS M. R., NEWBURY M. J. L., NIELSEN R., POWER M. E. & S. ROY. 1998. Elements in the development of conservation plans for Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 55: 312-323
- DONALD D. B. & D. J. ALGER. 1989. Evaluation of exploitation as a means of improving growth in a stunted population of brook trout. *North American Journal of Fisheries Management* 9: 177-183
- DOWLING T. E. & M. R. CHILDS. 1992. Impact of hybridization on a threatened trout of the Southwestern United States. *Conservation Biology* 6: 355-364
- DOWLING T. E. MORITZ C. PALMER J. D. & L. H. RIESEBERG. 1996. *Nucleic Acids III: Analysis of fragments and restriction sites*. Pp. 249-320. Molecular Systematics 2ª Ed., Hillis, D. M.; Moritz, C. & Mable, B. K. (eds), Sinauer Associates, Inc., Sunderland, Massachusetts
- DRAKE P., A. ARIAS F., BALDÓ J. A., CUESTA D., GARCÍA-GONZALEZ A., RODRIGUEZ A., SILVA-GARCIA I., SOBRIÑO & C. FERNÁNDEZ-DELGADO. EN REVISIÓN. Spatial antemporal variation of nectonick communities from a temperate european estuary with a man-controlled freshwater inflow
- DURAND J. D., ÚNLU E., DOADRIO I., PIPOYAN S. & A. R. TEMPLETON. 2000. Origin, radiation, dispersion and allopatric hybridization in the chub *Leuciscus cephalus*. *Proceedings of the Royal Society of London B* 267: 1687-1697

E

- EL-GHARBI S., RENAUD F. & A. LAMBERT. 1993. Dactylogyrids (Platyhelminthes: Monogenea) of *Barbus* spp. (Teleostei: Cyprinidae) from the Iberian Peninsula. *Research and Reviews in Parasitology* 52 (3-4): 103-116
- ELTON C. S. 2000. *The ecology of invasions by animals and plants*. University of Chicago Press, Chicago, 182 pp
- ELVIRA B. 1984. First records of the North American Catfish, *Ictalurus melas* (Rafinesque, 1820) (Pisces, Ictaluridae) in Spanish waters. *Cybium* 8: 96-98
- ELVIRA B. 1987. Revisión taxonómica y distribución geográfica del género *Chondrostoma* Agassiz, 1835 (Pisces, Cyprinidae). *Tesis Doctorales I.N.I.A.* 62: 1-530
- ELVIRA B. 1990. Iberian endemic freshwater fishes and their conservation status in Spain. *Journal of Fish Biology* 37 (Suppl. A): 231-232
- ELVIRA B. 1995a. *Freshwater fishes introduced in Spain and relationships with autochthonous species*. Protection of Aquatic Biodiversity, Proceedings of the World Fisheries Congress, Theme 3. D.P. Philipp, J. M. Epifanio, J. E. Marsden & J. E. Claussen (eds.), pp.: 262-265. Oxford and IBH Publishing, New Delhi
- ELVIRA B. 1995b. Native and exotic freshwater fishes in Spanish river basins. *Freshwater Biology* 33: 103-108
- ELVIRA B. 1995c. Conservation status of endemic freshwater fish in Spain. *Biological Conservation* 72: 129-136
- ELVIRA B. 1996. *Endangered freshwater fish of Spain*. "Conservation of Endangered Freshwater Fish in Europe". Kirchofer, A. & D. Hefti (eds.), Birkhäuser Verlag Basel, pp.: 55-61
- ELVIRA B. 1997a. Impacto y control de los peces exóticos introducidos en España. Conservación, Recuperación y Gestión de la Ictiofauna Continental Ibérica, C. Granado-Lorencio (ed.), *Publicaciones de la Estación de Ecología Acuática, Sevilla* 1: 139-151
- ELVIRA B. 1997b. El declive de los peces fluviales en España. *Ecosistemas* 22: 66-71
- ELVIRA B. 1998a. *Impact of introduced fish on the native freshwater fish fauna of Spain*. En: Stocking and Introduction of Fish, I.G. Cowx (ed.), Fishing News Books, Oxford, pp.: 186-190
- ELVIRA B. 1998b. Peces introducidos. Un cáncer en nuestros ríos. *Biológica* 24: 42-51
- ELVIRA B. 2000a. Especies importadas. Visitas peligrosas. *La Tierra* 27: 58-59
- ELVIRA B. 2000b. *Symposium on Conservation of the atlantic Sturgeon Acipenser sturio in Europe*. Boletín. Instituto Español de Oceanografía. 16
- ELVIRA B. & A. ALMODÓVAR. 1997. Introducciones ilegales. Esturiones exóticos en España. *Trofeo Pesca* 55: 54-56
- ELVIRA B. & A. ALMODÓVAR. 1999. A morphological study of native sturgeon *Acipenser sturio* in Spain, and recent records of exotic Siberian sturgeon *A. baerii*. *Journal of Applied Ichthyology* 15: 278-279
- ELVIRA B., ALMODÓVAR A. & G. G. NICOLA. 1998. Fish communities of the middle-upper Tagus river (central Spain): a story of river regulation and exotic introductions. *Polskie Archiwum Hydrobiologii* 45 (2): 165-171
- ELVIRA B. & P. BARRACHINA. 1996. Peces. Las Tablas de Daimiel. Ecología acuática y sociedad. M. Álvarez-Cobelas & S. Cirujano (eds.) Colección Técnica, Organismo Autónomo Parques Nacionales, Madrid, pp.: 171-185
- ELVIRA B., NICOLA G. G. & A. ALMODÓVAR. 1996. Pike and red swamp crayfish: a new case on predator-prey relationship between aliens in central Spain. *Journal of Fish Biology* 48: 437-446
- ELVIRA B., NICOLA G. G. & A. ALMODÓVAR. 1998. *Impacto de las obras hidráulicas en la Ictiofauna. Dispositivos de Paso para peces en las Presas de España*. ICONA. Colección Técnica. MAPA
- ELLIOTT J. M. 1994. *Quantitative ecology and the brown trout*. Oxford University Press, Oxford, 286 pp
- ESTESO ESTESO F. 1992. *Vegetación y flora de El Campo de Montiel. Interés farmacéutico*. Instituto de Estudios Albacetenses de la Excm. Diputación de Albacete
- ESTOUP A., PRESA P., KRIEG F.; VAIMAN D. & R. GUYOMARD. 1993. (CT)n and (GT)n microsatellites: a new class of genetic markers for *Salmo trutta* L. (brown trout). *Heredity* 71: 488-496

F

- FERGUSON A. 1989. Genetic differences among trout, *Salmo trutta*, stocks and their importance for the conservation and management of the species. *Freshwater Biology* 21: 35-46
- FERNÁNDEZ-DELGADO C. & HERRERA M. 1994. Population structure, growth and reproduction of *Tropidophoxinellus alburnoides* (Steindachner, 1866) in an intermittent stream of the Guadalquivir River basin (southern Spain). *Archiv für Hydrobiologie* 130 (3): 359-369
- FERNÁNDEZ-DELGADO C., PINTOS R., TORRES-ESQUIVIAS J. A., SÁNCHEZ-POLAINA F. J., PRENDA J., GUTIÉRREZ-ESTRADA J. C., OLIVA F. J., ROSSOMANNO S. & C. ARRIBAS. 1997. Proyectos de gestión de ictiofauna continental en Andalucía. *Conservación, Recuperación y Gestión de la Ictiofauna Continental Ibérica*, C. Granado-Lorencio (ed.), Publicaciones de la Estación de Ecología Acuática, Sevilla 1: 153-166.
- FERNÁNDEZ-DELGADO, C., I. DOADRIO, J.A. GONZÁLEZ-CARMONA, M. TORRALVA, C. GARCÍA-UTRILLA, F.J. OLIVA-PATERNA, J.C. GUTIÉRREZ, R. MARTÍNEZ, C. ARRIBAS, D. GARCÍA, P. GUARNIZO, E. SALVATIERRA, M.T. SALDAÑA & A. GÓMEZ. 1998. *Localización, Estado de Conservación y Plan de Recuperación de las poblaciones de Lebias ibera en la Comunidad Autónoma Andaluza*. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. Informe-Final, 183 pp + Anexos.
- FERNÁNDEZ-DELGADO C., I. DOADRIO, C. UTRILLA, J.A. GONZÁLEZ-CARMONA, D. GARCÍA, C. ARRIBAS, F.J. OLIVA-PATERNA & M. TORRALVA, C. 2000. Distribution and Conservation status of the genus *Aphanius* in the Andalusian region (South of Spain). *Freshwater fish conservation: Options for the future*. International Symposium. Algarve, Portugal.
- FERNÁNDEZ-PEDROSA V., GONZÁLEZ A., PLANELLES M., MOYA A. & A. LATORRE. 1995. Mitochondrial DNA variability in three Mediterranean populations of *Aphanius iberus*. *Biological Conservation* 72 (2): 251-256
- FERNÁNDEZ-PEDROSA, V. 1997. Estudio de la Variabilidad genética del Fartet, *Aphanius iberus* (Val. 1846), y del Samaruc *Valencia hispanica* (Val. 1846), en poblaciones de la Comunidad Valenciana. Tesis Doctoral. Universidad de Valencia. 193 pp.
- FERNANDO C. H. & J. HOLCIK. 1991. Fish in reservoirs. *Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologie* 76 (2): 149-167
- FONT QUER P. 1992. *Plantas medicinales. El Dioscórides renovado*. Editorial Labor. Barcelona
- FORMAN L. L. 1986. Anamirta. C. G. G. J. Van Steenis (Ed.), *Flora Malesiana Ser. I*, 10(2): 211-215. Martinus Nijhoff Publishers. Dordrecht, Boston, Lancaster
- FREEMAN M. C., VIÑOLAS D., GROSSMAN G. D. & A. SOSTOA. 1990. Microhabitat use by *BleNNIUS fluviatilis* in the Rio Matarraña, Spain. *Freshwater Biology* 24: 335-346

G

- GARCÍA ARIAS X. LL. 1977. De fitonimia asturiana. *Boletín del Instituto de Estudios Asturianos* 92: 725-742
- GARCÍA DE JALÓN D., MONTES C., BARCELÓ E., CASADO C. & F. MENES. 1988. Effects of hydroelectric scheme on fluvial ecosystems within the Spanish Pyrenees'. *Regulated Rivers: Research and Management* 4: 479-491
- GARCÍA DE JALÓN D., PRIETO G. & F. HERVELLA. 1989. *Peces ibéricos de agua dulce*. Ed. Mundi-Prensa. Madrid. 110 pp
- GARCÍA DE JALÓN D., SÁNCHEZ P. & J. CAMARGO. 1994. Downstream effects of a new hydropower impoundment on macrophyte, macroinvertebrate and fish communities. *Regulated Rivers: Research and Management* 9: 253-261
- GARCÍA-MARÍN J. L., JORDE P. E., RYMAN N., UTTER F., & C. PLA. 1991. Management implications of genetic differentiation between native and hatchery populations of brown trout (*Salmo trutta*) in Spain. *Aquaculture* 95: 235-249

- GARCÍA-MARÍN J. L., SANZ N. & C. PLA. 1998. Proportions of native and introduced brown trout in adjacent fished and unfished Spanish rivers. *Conservation Biology* 12: 313-319
- GARCÍA-MARÍN J. L., SANZ N. & C. PLA. 1999. Erosion of the native genetic resources of brown trout in Spain. *Ecology of freshwater fish* 8: 151-158
- GARCÍA-MARÍN J. L. & C. PLA. 1996. Origins and relationships of native populations of *Salmo trutta* (brown trout) in Spain. *Heredity* 77: 313-323
- GARCÍA-MARÍN J. L. & C. PLA-ZANUY. 1999. *Conservación de la diversidad genética en el fartet, L. iberica*. Pp. 169-187. Peces Ciprinodóntidos Ibéricos Fartet y Samaruc, Planelles-Gomis, M. (coord.). Generalitat Valenciana, Conselleria de Medio Ambiente. Valencia
- GARCÍA-MARÍN J. L. VILA A. & C. PLA. 1990. Genetic variation in the Iberian toothcarp, *Aphanius iberus* (Cuvier y Valenciennes). *Journal of Fish Biology* 37: 233-234
- GAUDANT J. 1977. Contributions a la paleontologie du Miocene moyen continental du bassin du Tage. *Ciencias da Terra* 3: 129-141
- GAUDANT J. 1982. *Prolebias catalaunicus* nov. sp.: une nouvelle espece de poissons Cyprinodontidae de l' Oligocene de Sarreal (Province de Tarragona, Catalogne). *Estudios Geologicos*, 38 (1-2): 95-102
- GAUDANT J. & J. ROVIRA-SENDROS. 1998. Discovery of the oldest species known of the genus *Aphanius* Nardo (Teleostei, Pisces) from the evaporite Lower Miocene of Catalonia. *Batalleria* 8: 55-60
- GÄRDENFORS, U., C. HILTON-TAYLOR, G.M. MACE & J.P RODRÍGUEZ. 2001. The Application of IUCN Red List Criteria at Regional Levels. *Conservation Biology*, 15,5: 1206-1212.
- GÄRDENFORS, U., J.P RODRÍGUEZ, C. HILTON-TAYLOR, C. HYSLOP, G.M. MACE, S. MOLUR & S. POSS. 1999. Draft guidelines for the application of IUCN Red List criteria at national and regional levels. *Species*, 31-32: 58-70.
- GEE A. S. & N. J. MILLER. 1980. Analysis of 70 year catch statistics for Atlantic salmon (*Salmo salar*) in the River Wye and implications for management of stocks. *Journal of Applied Ecology* 17: 41-58
- GIL PINILLA M. 1995. *Estudio etnobotánico de la flora aromática y medicinal del término municipal de Cantalojas (Guadalajara)*. Tesis doctoral, Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Complutense de Madrid
- GILLES A., LECOINTRE G., FAURE E., CHAPPAZ R. & G. BRUN. 1998. Mitochondrial phylogeny of European cyprinids: Implications for their systematics, reticulate evolution, and colonization time. *Molecular Phylogenetic and Evolution* 10: 130-143
- GOMEZ CARUANA F. & J. L. DIAZ LUNA. 1991. *Guía de los peces continentales de la Península Ibérica*. Libros Penthalon. Valencia
- GÓMEZ FERNÁNDEZ J. R. 1998. *La toxicidad de las plantas ornamentales. Descubra las plantas venenosas del jardín y de interior*. Biblioteca Científica Keno Gard. Oikos-tau. Barcelona
- GÓMEZ ORTEGA. 1784. *Continuación de la Flora española o Historia de las plantas de España, que escribía Don Joseph Quer VI*. Madrid
- GONZÁLEZ A. FERNÁNDEZ-PEDROSA V. & A. LATORRE. 1999. *Estudio genético de las poblaciones de samaruc (Valencia hispanica) basado en DNA mitocondrial. Propuesta de medidas para su conservación*. Pp. 169-187. Peces Ciprinodóntidos Ibéricos Fartet y Samaruc, Planelles-Gomis, M. (coord.). Generalitat Valenciana, Conselleria de Medio Ambiente. Valencia
- GONZÁLEZ ARTEAGA J. 1993. *Las Marismas del Guadalquivir: etapas de su aprovechamiento económico*. Ed. C. P. Antonio Cuevas y Excmo. Ayuntamiento de la Puebla del Río
- GONZÁLEZ G. & M. VALLADOLID. 1994. El tercer ojo y los ritmos biologicos de los vertebrados. 186 pp
- GONZÁLEZ G. & M. VALLADOLID. 1998. *Aspectos biológicos, Anatomía Microscópica y Enfermedades Infecciosas de los Salmónidos* 366 pp
- GONZÁLEZ HERRERO. M. 1958. *Fuero latino de Sepúlveda. Versión castellana y notas*. Estudios Segovianos 10. Instituto Diego de Colmenares. Segovia
- GONZÁLEZ-FERNÁNDEZ G. 1999. *Los peces de Castilla y León*. Caja España, León, 61 pp
- GRANADO LORENCIO C. 1996. *Ecología de Peces*. Secretariado de Publicaciones. Universidad de Sevilla.
- GRANADO LORENCIO C. 2000. *Ecología de comunidades. El paradigma de los peces de agua dulce*. Servicio de Publicaciones Universidad de Sevilla

- GRANADO-LORENCIO C. & F. GARCIA NOVO. 1986. Ictiofauna del embalse de Arrocampo (cuenca del río Tajo) I. Edad, crecimiento y reproducción de Carpa de Kóllar, *Cyprinus kollari* (Heckel, 1835). *Boletín de la Real Sociedad Española de Historia Natural (Biol.)*, 81 (1-4): 17-25
- GRANZOW I. 1993. *Etnobotánica. El Mundo vegetal en la tradición*. Archivo de Tradiciones Salmantinas 4. Centro de Cultura Tradicional, Diputación de Salamanca
- GRIFFITHS R. & K. ORR. 1999. The use of amplified fragment length polymorphism (AFLP) in the isolation of sex-specific markers. *Molecular Ecology* 8: 671-674
- GROSSU A. L., MESTER L. & C. TESIO. 1971. Étude électrophoretique des protéines sériques et sarcoplasmiques appliquée à la systématique de la famille Cobitidae (Pisces). *Travaux du Muséum d'Histoire Naturelle "Grigori Antipa"* 11: 339-346
- GUTIERREZ CALDERON E. 1955. Acclimatation du brochet en Espagne. *Internationale Verhandlungen Internationale Vereinigung Theoretische und Angewandte Limnologie* 12: 536-542
- GUZMÁN TIRADO M. A. 1997. *Aproximación a la etnobotánica de la provincia de Jaén*. Tesis doctoral, Dpto. de Biología Vegetal, Universidad de Granada

H

- HARRIS H. 1966. Enzyme polymorphism in man. *Proceedings of the Royal Society of London B* 164: 298-310
- HANSKI I. 1982. Dynamics of regional distribution: the core and satellite species hypothesis. *Oikos* 37: 306-312
- HEALEY M. C. 1978. Fecundity changes in exploited populations of lake whitefish (*Coregonus clupeaifformis*) and lake trout (*Salvelinus namaycush*). *Journal Fisheries Research Board of Canada* 35: 945-950
- HEALEY M. C. 1980. Growth and recruitment in experimentally exploited lake whitefish (*Coregonus clupeaifformis*) populations. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37: 255-267
- HEGGENES J. BRABRAND A. & S. J. SALTVEIT. 1990. Comparison of three methods for studies of stream habitat use by young brown trout and Atlantic salmon. *Transactions of the American Fisheries Society* 119: 101-111
- HENDRICKSON, D.A. & J.E. BROOKS. 1991. Transplanting Short-lived fishes in North American Deserts: Review, Assessment, and Recommendations. Pp. 281-302. Native fish management in the American West. Minckley W.J. y Deacon, J.E. (eds.). USA, The University of Arizona Press.
- HERNANDEZ, V., PALACIOS J. & M. RODRIGUEZ. 1989. El pez gato y el pez sol, dos intrusos en nuestros ríos. *Quercus*, 41: 28-29
- HERNYO J. A. 1978. *Estructura de la comunidad de peces de la marisma del Guadalquivir*. Tesis Doctoral. Universidad de Sevilla
- HILLIS D. M.; MORITZ C. & B. K. MABLE. 1996. *Molecular Systematics*. 2ª edición. Sinauer Associates Inc., Sunderland, Massachusetts
- HOFFMANN R. C. 1995. Environmental change and the culture of common carp in medieval Europe. *Guelph Ichthyology Reviews* 3: 55-85. Institute of Ichthyology, University of Guelph. Guelph, Ontario, Canada
- HOFFMANN R. C. 1997. *Fishers' Craft and Lettered Art: Tracts on Fishing from the End of the Middle Ages*. Toronto Medieval Texts and Translations 12. University of Toronto Press
- HOLCÍK J. 1982. *Review of experiments with introduction and acclimatization of the buchen. Hucho bucho (Linnaeus, 1758), (Salmonidae)*. EIFAC Symposium on stock enhancement in the management of freshwater fisheries. Budapest
- HOLCÍK J. 1984. *Hucho bucho (Linnaeus, 1758)*. The freshwater fishes of Europe. Vol. 0. Holcik, J. (ed.) Aula-Verlag. Wiesbaden: 1-50
- HOLCÍK J. 1991. Fish introductions in Europe with particular reference to its central and eastern part. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 48 (Suppl. 1): 13-23
- HUBBY J. L. & R. C. LEWONTIN. 1966. A molecular approach to the study of genic heterozygosity in natural populations. I. The number of alleles at different loci in *Drosophila pseudoobscura*. *Genetics* 54: 577-594
- HUBERT W. A., HARRIS D. D. & T. A. WESCHE. 1994. Diurnal shifts in use of summer habitat by age-0 brown trout in a regulated mountain stream. *Hydrobiologia* 284: 147-156

- HUGUENY B. & D. PAUGY. 1995. Unsaturated fish communities in African rivers. *American Naturalist* 146: 162-169
- HVIDSTEN N. A. 1985. Mortality of pre-smolt Atlantic salmon, *Salmo salar* L., and brown trout, *Salmo trutta* L., caused by fluctuating water levels in the regulated River Nidelva, central Norway. *Journal of Fish Biology* 27: 711-718
- HYNDAR K., JONSSON B., RYMAN N. & G. STAHL. 1991. Genetic relationships among landlocked, resident and anadromous brown trout, *Salmo trutta* L. *Heredity* 66: 83-91

I

- IGLESIAS F. 1932. Buscando rumbos para la nueva España. Crónicas de la Expedición Iglesias al Amazonas. *Centro de Estudios Históricos*. 1: 9-11
- IUCN. 1989. Posición de la UICN sobre las Investigaciones en que se Usan Especies en Riesgo de Extinción. 27ª Reunión del Consejo de la UICN. World Conservation Union, Gland, Switzerland and Cambridge, United Kingdom.
- IUCN. 1998. IUCN Guidelines for re-introductions. Prepared by the IUCN Species Survival Commission Re-introduction Specialist Group. World Conservation Union, Gland, Switzerland and Cambridge, United Kingdom.
- IUCN. 2001. IUCN Red List categories. Version 3.1. Prepared by the IUCN Species Survival Commission. World Conservation Union, Gland, Switzerland and Cambridge, United Kingdom. ii + 33 pp.

J

- JENKINS R. M. & D. I. MORAIS. 1971. *Reservoir sport fishing effort and harvest in relation to environmental variables*. "Reservoir fisheries and limnology", Hal, G.E. (ed.). American Fisheries Society Special Publication 8

K

- KARAMAN M. 1971. Süßwasserfische der Türkei. Revision der Barben Europas Vorderasiens und Nordafrikas. *Mitteilungen aus dem Hamburgischen Zoologischen Museum und Institut* 67: 175-254
- KEITH P. & J. ALLARDI. 1997. An assessment of freshwater fish introductions in France. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture* 344-345: 181-191
- KIMMEL BR. L. & A. W. GROEGER. 1986. *Limnological and ecological changes associated with reservoir aging*, pp 103-109 Hall, G.E. y Van den Avyle, M. J. 1986 (eds.) Reservoirs fisheries Management. Strategies for the 80's. Reservoir Committee, American Fish. Society. 327 pp
- KLEPPE K., OHTSUKA E., KLEPPE R., MOLINEUX I. & G. KHORANA. 1971. Studies on polynucleotides XCVI. Repair replication of short synthetic DNA's as catalyzed by DNA polymerases. *Journal of Molecular Biology* 56: 341-361
- KOSSWIG C. 1973. Über die Ausbreitungswege sogenannter perimediterranen Süßwasserfische. *Bonner Zoologische Beiträge* 24 (3): 165-177
- KOTTELAT M. 1997. European freshwater fishes. An heuristic checklist of the freshwater fishes of Europe (exclusive of former USSR), with an introduction for non-systematists and comments on nomenclature and conservation. *Biologia, Section Zoology* 52 Suppl. 5: 1-271
- KUBECKA J. 1992. Fluctuations in fyke-net catches during the spawning period of the eurasian perch (*Perca fluviatilis*) in the Rimov reservoir, Czechoslovakia. *Fisheries Research* 15: 157-167

- KUBECKA J. 1993a. *Night inshore migration and capture of fish by shore seining*. Aquacult. Fish. Manag.: 5 pp
- KUBECKA J. 1993b. *Succession of fish communities in reservoirs of Central and eastern Europe* pp 155-159 M. Straskraba; J. G. Tundisi y A. Duncan (eds.). Comparative reservoir limnology and water quality management, Kluwer Academy Publ., Holanda

L

- LAGUNA A. 1555. Pedacio Dioscorides Anazarbeo, *Acerca de la materia medicinal y de los venenos mortíferos*, traducido de lengua Griega, en la vulgar Castellana, & ilustrado con claras y substanciales Annotaciones, y con las figuras de innumeras plantas exquisitas y raras, por el Doctor Andrés de Laguna, Medico de Julio III. Pont. Max. Edición facsímil Consejería de Agricultura y Cooperación de la Comunidad de Madrid. 1991
- LASSUY D. R. 1994. Aquatic nuisance organisms: setting national policy. *Fisheries* 19: 14-17
- LASTRA J. J. & L. I. BACHILLER. 1997. *Plantas medicinales de Asturias y la Cornisa Cantábrica*. Ediciones Trea. Gijón
- LELEK A. 1987. *Threatened fishes of Europe*. The freshwater fishes of Europe, vol. 9, Aula-Verlag, Wiesbaden
- LEVER C. 1996. *Naturalized fishes of the world*. Academic Press, San Diego, 408 pp
- LOBILLO J., HERRERA M., DELGADO J. V., ALONSO A. & C. FERNÁNDEZ-DELGADO. 1989. *Distribución diploide triploide en una población de Rutilus alburnoides (Steindachner, 1866) (Pisces, Cyprinidae) del sur de España*. Actas XXIV Jornadas de Genética Luso Españolas. 90 pp
- LOBÓN-CERVIÁ J. 1991. *Dinámica de poblaciones de peces en ríos. Pesca eléctrica y métodos de capturas sucesivas en la estima de abundancias*. Monografías del Museo Nacional de Ciencias Naturales. n. 3. CSIC. Madrid.
- LOBÓN-CERVIÁ J., ELVIRA B. & C. GRANADO-LORENCO. 1996. Fishes and Their Environments. Proceedings of the 8th Congress of the Societas Europaea Ichthyologorum. *Publicaciones Especiales. Instituto Español de Oceanografía*. 21: 1-308
- LOBÓN-CERVIÁ J., ELVIRA B. & P. A. RINCÓN. 1989. *Historical changes in the fish fauna of the River Duero basin*. Petts, G.E. (ed.). Historical changes of large alluvial rivers. Western Europe. pp. 221-232. John Wiley & Sons. Chichester. Loeschke V.; Tomiuk J. & Jain S. K. (eds.) 1994. Conservation Genetics. Birkhäuser Verlag, Basel, Boston, Berlin
- LOPE DE REBOLLO, F. & C. DE LA CRUZ SOLIS. 1985. *Lepomis gibbosus* L. (Perciformes, Centrarchidae) nueva especie en la ictiofauna del Guadiana. *Doñana Acta Vertebrata*, 12 (1): 165
- LÓPEZ MARTÍN J. M., RUIZ OLMO J. & A. BORREL. 1995. Levels of organo chlorine compounds in freshwater fish from Catabnia N. E. Spain. *Chemosphere* 31: 3523-3535
- LOSCOS F. & F. PARDO. 1867. *Serie imperfecta de las plantas aragonesas espontáneas*. Alcañiz
- LOZANO-REY L. 1935. Los peces fluviales de España. *Memorias de la Real Academia de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, serie de Ciencias Naturales* 5: 1-390
- LUCENA J. 1976. *Estudio somatométrico y de composición corporal del Barbo (Barbus barbus sclateri Günth.) del embalse de Cubillas (Granada)*. Tesis Doctoral. Universidad de Granada

M

- MACHORDOM A., BERREBI P. & I. DOADRIO. 1990. Spanish barbel hybridization detected using enzymatic markers: *Barbus meridionalis* Risso x *Barbus haasi* Mertens (Osteichthyes, Cyprinidae) *Aquatic Living. Resourcer* 3: 295-303
- MACHORDOM A. & I. DOADRIO. 2001. Evidence of Cenozoic Betic-Kabilian connection based on freshwater fish phylogeography (*Luciobarbus*, Cyprinidae). *Molecular Phylogenetics and Evolution*. 18 (2): 252-263

- MACHORDOM A. & I. DOADRIO. 2001. Evolutionary history and speciation modes in the cyprinid genus *Barbus*. *Proc. R. Soc. Lond* 268: 1297-1306
- MACHORDOM A., DOADRIO I. & P. BERREBI. 1995. Phylogeny and evolution of the genus *Barbus* in the Iberian Peninsula as revealed by allozyme electrophoresis. *Journal of Fish Biology* 47: 211-236
- MACHORDOM A., GARCÍA-MARÍN J. L., SANZ N., ALMODÓVAR A. & C. PLA. 1999. Allozyme diversity in brown trout (*Salmo trutta*) from Central Spain: genetic consequences of restocking. *Freshwater Biology* 41: 707-717
- MACHORDOM A., SUÁREZ J., ALMODÓVAR A. & J. M. BAUTISTA. 2000. Genetic differentiation and phylogenetic relationships among spanish brown trout (*Salmo trutta*) populations. *Molecular Ecology* 9: 1325-1338
- MACHORDOM A., SUÁREZ J., ALMODÓVAR A. & J. M. BAUTISTA. 2000. Mitochondrial haplotype variation and phylogeography of Iberian brown trout populations. *Molecular Ecology* 9: 1325-1338
- MAITLAND P. S. & A. J. CRIVELLI. 1996. *Conservation of Freshwater Fish*. Conservation of Mediterranean Wetlands, no. 7, Tour du Valat, Arles, 94 pp
- MANSUTTI A. 1988. *La pesca entre los Piaraos (UWOTJUJA) del Orinoco y la cuenca del Sipapo*. Memoria de la Sociedad de Ciencias Naturales La Salle 48 (130). Caracas
- MARÍN J. L., UTTER F. M. & C. PLA. 1999. Postglacial colonization of brown trout in Europe based on distribution of allozyme variants. *Heredity* 82: 49-56
- MARTÍNEZ P., ARIAS J., CASTRO J. & L. SÁNCHEZ. 1993. Differential stocking incidence in brown trout (*Salmo trutta*) populations from Northwestern Spain. *Aquaculture* 114: 203-216
- MAS, J., E. NICOLÁS & F. ROBLEDANO. 1994. Basis for management of *Aphanius iberus* populations in the Mar Menor Lagoon (Murcia Región, S.E. Spain). *Proceedings of VIII Congress Societatis Europaea Ichthyologium*.
- MAYR E. 1942. *Systematics and the origin of species*. Columbia University Press, New York.
- MAYR E. 1998. *This is Biology*. The Science of the living world. Belknap. Massachusetts
- MCARTHUR R. H. & E. O. WILSON. 1963. An equilibrium theory of island biogeography. *Evolution* 17: 373-387
- MCARTHUR R. H. & E. O. WILSON. 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton University, Monogr. Pop. Biol. 1: 202 pp
- MEFFE G. K. 1986. Conservation genetics and the management of endangered fishes. *Fisheries* 11: 14-23
- MEFFE, G.K. & C.R. CARROLL. 1997. *Principles of Conservation Biology*. Sinauer Associates Inc. Publishers. Sunderland, Massachusetts, USA.
- MERNANTEAU L. 1982. *Les Marismas du Guadalquivir; exemple de transformation d'un paysage alluvial au cours du Quaternaire récent*. Ph. D. Thesis University of Paris-Sorbone
- MENANTEAU L. 1984. *Evolución histórica y consecuencias morfológicas de la intervención humana en las zonas húmedas: El caso de las Marismas del Guadalquivir*. En: Las zonas húmedas en Andalucía. Monografías de la Dirección General del Medio Ambiente. Ministerio de Obras Públicas y Urbanismo
- MENANTEAU L. & J. R. VANNEY. 1985. *El cauce del Bajo Guadalquivir: Morfología, hidrología y evolución histórica*. El Río. El Bajo Guadalquivir. Ed. Equipo 28
- MESA JIMÉNEZ S. 1996. *Estudio etnobotánico y agroecológico de la comarca de la sierra de Mágina (Jaén)*. Tesis doctoral, Dpto. de Biología Vegetal I, Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Complutense de Madrid
- MILLER R. R., WILLIAMS J. D & J. E. WILLIAMS. 1989. Extinctions of North American fishes during the past century. *Fisheries* 14: 22-38
- MIRANDA R. & M. C. ESCALA. 2000. Morphological and Biometric Comparison of the Scales of the Barbels (*Barbus* Cuvier) of Spain. *Journal of Morphology* 245: 196-205
- MOONEY H. A. & R. J. HOBBS 2000. *Invasive species in a changing world*. Island Press 375 pp
- MONDEJAR C. 1981. *Aclimatación del salmón del Danubio (Hucho bucho L.) en el río Tormes. Escalimetría y crecimiento*. I Jornadas de Ictiología, León (resumen)
- MORALES R. 1996. Farmacología y farmaconogisia como fuentes de validación y contraste en Etnobotánica. *Monografías del Jardín Botánico de Córdoba* 3: 93-98
- MORALES R., MACÍA M. J., DORDA E. & A. GARCÍA-VILLARACO. 1996. *Archivos de Flora iberica* 7. *Nombres vulgares II*. Real Jardín Botánico, CSIC. Madrid
- MORÁN P., PENDÁS A. M. & E. GARCÍA-VÁZQUEZ. 1996. Mitochondrial DNA variation in wild and hatchery brown trout (*Salmo trutta* L.) populations from Spain. *Aquaculture* 141: 59-65

- MORÁN P., PENDÁS A. M., GARCÍA-VÁZQUEZ E. & J. I. IZQUIERDO. 1991. Failure of stocking policy, of hatchery reared brown trout, *Salmo trutta* L., in Asturias, Spain, detected using *LDH-5** as a genetic marker. *Journal of Fish Biology* 39: 117-122
- MORÁN P., PENDÁS A. M., GARCÍA-VÁZQUEZ E., IZQUIERDO J. I. & J. LOBÓN-CERVIÁ. 1995. Estimates of gene flow among neighbouring populations of brown trout. *Journal of Fish Biology* 46: 593-602
- MORENO-AMICH, R., M. PLANELLES, C. FERNÁNDEZ-DELGADO & E. GARCÍA-BERTHOU. 1999. Distribución Geográfica de los ciprinodontiformes en la Península ibérica Pp 33-57. *Peces Ciprinodontidos Ibéricos: Fartet y Samaruc. Monografía*. Edita: Generalitat Valenciana. Coord: M. Planelles. 357 pp.
- MORETTI C. & P. GREINAND. 1982. Poisonous plants for fishing in French Guyana. *Journal of Ethnopharmacology* 6 (2): 139-160.
- MORITZ C. 1994. Application of mitochondrial DNA analysis in conservation: a critical review. *Molecular Ecology* 3: 401-411
- MOYLE P. B. 1997. The importance of an historical perspective: Fish introductions. *Fisheries* 22(10): 14
- MOYLE P. B., LI H. W. & B. BARTON. 1987. *The Frankenstein effect: impact of introduced fishes on native fishes of North America*. The Role of Fish Culture in Fisheries Management. R.H. Stroud (ed.), American Fisheries Society, Bethesda, pp.: 415-426
- MOYLE P. B. & T. LIGHT. 1996. Fish invasions in California: do abiotic factors determine success?. *Ecology* 77: 1666-1670
- MOYLE P. B. & P. R. MOYLE. 1995. Endangered fishes and economics: intergenerational obligations. *Environmental Biology of Fishes* 43: 29-37
- MULET PASCUAL L. 1991. *Estudio etnobotánico de la provincia de Castellón*. Diputación de Castellón.
- MULET PASCUAL L. 1997. *Flora tóxica de la Comunidad Valenciana*. Diputación de Castellón
- MULLIS K. B. & F. A. FALOONA. 1987. Specific synthesis of DNA in vitro via a polymerase catalized chain reaction. *Methods in Enzymology* 155: 335-350
- MUNTANÉ I. & J. BARTRA. 1994. *Tresor de la saviesa popular de les herbes, remeis i creences de Cerdanya del temps antic*. Institut d'Estudis Ceretans

N

- NAGELKERKE S. A. J., SIBBING F. A., VAN DEN BOOGAART J. G. M., LAMMENS E. H. R. R. & J. W. M. OSSE. 1994. The barbs (*Barbus* sp) of lake Tana: a forgotten sepecies flock?. *Environmental Biology of Fishes* 39:1-22
- NAJERA L. 1944. Sobre la identificación de la *Gambusia holbrooki*. *Bol. R.S.E. Historia Natural* 42, 1(1-2): 51-55
- NAJERA L. 1946. La *Gambusia holbrooki* en España. *Bol. R.S.E. Historia Natural*, XLII, 1(1-2): 51-55
- NELVA A. 1997. The penetration of the nase, *Chondrostoma nasus nasus* (Pisces, Cyprinidae), in the French hydrographic network and its consequences. *Bulletin Francais de la Pêche et de la Pisciculture* 344-345: 253-269
- NEVADO, J.C. & M. PARACUELLOS. 1999. El Fartet en Almería. Una estrategia de conservación. Pp. 163-168. *Peces Ciprinodontidos Ibéricos: Fartet y Samaruc. Monografía*. Edita: Generalitat Valenciana. Coord: M. Planelles. 357 pp.
- NICO L. G. & P. L. FULLER. 1999. Spatial and temporal patterns of nonindigenous fish introductions in the United States. *Fisheries* 24(1): 16-27
- NICOLA G. G. 1999. *Crecimiento y reproducción de la trucha común Salmo trutta en el centro de España*. Tesis Doctoral, Universidad Complutense de Madrid 230 pp
- NICOLA G. G., ALMODÓVAR A. & B. ELVIRA. 1996. The diet of introduced largemouth bass, *Micropterus salmoides*, in the Natural Park of the Ruidera Lakes, central Spain. *Polskie Archiwum Hydrobiologii* 43: 179-184
- NICOLA G. G. ELVIRA B. & A. ALMODÓVAR. 1996. Dams and fish passage facilities in the large rivers of Spain: effects on migratory species. *Archives für Hydrobiologie Suppl.* 113: 375-379

NIELSEN J. L. 1999. The evolutionary history of seelhead (*Oncorhynchus mykiss*) along the US Pacific coast: developing a conservation strategy using genetic diversity. *Journal of Marine Science* 54: 449-458

O

- OBERMAIER H., GARCÍA-BELLIDO A. & L. PERICOT. 1963. *El hombre prehistórico y los orígenes de la Humanidad*. Manuales de la Revista de Occidente. Madrid
- ODUM E. P. 1969. The strategy of ecosystem development. *Science* 164: 262-270
- OHNO S. 1970. *Evolution by Gene Duplication*. Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg-New York
- OLIVA-PATERNA, F.J., M. TORRALVA & C. FERNÁNDEZ-DELGADO. 2000. Distribution and Conservation Status of *Aphanius iberus* in Southeast of Spain. International Symposium. Freshwater Fish Conservation: Options for the future. 30 October – 4 November. La Albufeira, Portugal.
- OLIVA-PATERNA, F.J., P.A. MIÑANO, A. ANDREU, A. GARCÍA-MELLADO, C. FERNÁNDEZ-DELGADO & M. TORRALVA. 2002. Fartet: Distribución y Conservación en Murcia. *Quercus*, 192: 38-42.
- OSINOV A. G. & L. BERNATCHEZ. 1996. "Atlantic" and "Danubian" phylogenetic groupings of brown trout *Salmo trutta* complex: Genetic divergence, evolution, and conservation. *Voprosy Ikhtologii*. 36 (6): 723-746

P

- PAETKAU D. & C. STROBECK. 1994. Microsatellite analysis of genetic variation in black bear populations. *Molecular Ecology* 3: 489-496
- PARACUELLOS, M. & J.C. NEVADO. 1994. Localización del fartet, *Aphanius iberus*, en la cuenca del río Adra (Almería, Sudeste Ibérico). *Doñana Acta Vertebrata*, 21: 199-204.
- PARENTI L. R. 1981. A phylogenetic and biogeographic analysis of cyprinodontiform fishes (Teleostei, Atherinomorpha). *Bulletin of The American Museum of Natural History* 168 (4): 341-357
- PARIENTE DÍEZ J. 1979. *La pesca de la trucha en los ríos de León*. Colección Turismo. Editorial Nebrija. León
- PARKER A. & I. KORNFELD. 1995. Molecular perspective on evolution and zoogeography of cyprinodontid killifishes (Teleostei; Atherinomorpha). *Copeia* 1: 8-21
- PARKER E. D., WALKER J. M. & M. A. PAULISSEN. 1989. *Clonal diversity in Cnemidophorus: Ecological and morphological consequences*. Pp. 281-288. York State Museum, Albany, New York
- PATERSON H. E. H. 1985. *The recognition concept of species*. Species and speciation (ed. E. S. Vrba), pp. 21-29, Transvaal Museum Monograph n° 4, Transvaal Museum, Pretoria
- PENA J. C. & J. DOMINGUEZ. 1985. Contribución al conocimiento de la ictiofauna leonesa: la gambusia (*Gambusia affinis holbrooki*, 1859). *Tierras de León*, 61: 103-114
- PENA J. C., PURROY F. J. & J. DOMINGUEZ. 1987. Primeros datos de la alimentación del lucio, *Esox lucius* L. 1758, en la cuenca del Esla (España). *Actas IV Congreso Español de Limnología*, León, 1985
- PENCZACK T. 1995. Food consumption by fish populations in the Warta River, Poland, before and after impoundment. *Hydrobiologia* 302: 47-61
- PERDICES A. 1997. *Filogenia y evolución molecular de la familia cobitidae en europa*. Tesis Doctoral. Universidad Complutense de Madrid
- PERDICES A. CARMONA J. A. FERNÁNDEZ-DELGADO C. & I. DOADRIO 2001. Nuclear and mitochondrial data reveal high genetic divergence among Atlantic and Mediterranean populations of the Iberian killifish *Aphanius iberus* (Teleostei: Cyprinodontidae). *Heredity* 87: 314-324
- PERDICES A. & I. DOADRIO. 2000. Diversification patterns in *Cobitis calderoni* (Osteichthyes: Cobitidae) and relationships with some *Cobitis* lineages. *Folia Zoologica*. 49 (1): 45-54
- PERDICES A. & I. DOADRIO. 2001. The Molecular Systematics and Biogeography of the European Cobitids Based on Mitochondrial DNA Sequences. *Molecular Phylogenetics and Evolution*. 19 (3): 468-478
- PERDICES A., DOADRIO I., CÔTÉ M., MACHORDOM A., ECONOMIDIS P. & J. D. REYNOLDS. 2000. Genetic Diver-

- gence and Origin of Mediterranean Populations of the River Blenny *Salaria fluviatilis* (Teleostei: Blenniidae). *Copeia* 723-731
- PERDICES A., MACHORDOM A. & I. DOADRIO. 1995. Allozyme variation of African and Iberian populations of the genus *Cobitis*. *Journal of Fish Biology* 47: 707-718
- PERDICES A., MACHORDOM A. & I. DOADRIO. 1996. Allozymic variation and relationships of the endangered cyprinodontid genus *Valencia* and their implications for conservation. *Journal of Fish Biology* 49: 1112-1127
- PÉREZ ARCAS L. 1923. Ictiología Ibérica. Revta. *Memorias de la Real Academia de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales* 19 (4): 1-355
- PERIS S. J., BRIZ F. J. & F. CAMPOS. 1995. Shifts in the diet of the grey heron (*Ardea cinerea*) in the Duero basin, central-west Spain, following the introduction of exotic fish species. *Folia Zoologica* 44: 97-102
- PERIS S. J., MARTÍN A. & J. C. VELASCO. 1994. Age, growth and reproduction of the cyprinid *Tropidophoxinellus alburnoides* (Stephanidis, 1974) in River Águeda, West-Central Spain. *Archiv für Hydrobiologie* 131: 341-352
- PERSAT H. & P. BERREBI. 1990. Relative ages of present populations of *Barbus barbus* and *Barbus meridionalis* (Cyprinidae) in southern France: preliminary considerations. *Aquatic Living Resources* 3: 253-263
- PERSAT H. & P. KEITH. 1997. The geographic distribution of freshwater fishes in France: Which are native and which are not? *Bulletin Francais de la Pêche et de la Pisciculture* 344-345: 15-32
- PICKET S. T. A. & P. S. WHITE. 1985. *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*. Academic Press, USA
- PLANELLES-GOMIS M. 1999. *Peces Ciprinodóntidos Ibéricos. Fartet y Samaruc*. Monografías. Consellería de Medio Ambiente. Generalitat Valenciana. Valencia
- PLANELLES, M. 1992. Plan de Recuperación del Fartet (*Aphanius iberus* Valenciennes, 1846) en la Comunidad Valenciana. TRAGSATEC, S.A. y Centro de Protección y Estudio del Medio Natural, Dirección General del Medio Natural, Consellería de Medi Ambient de la Generalitat. Informe. Instituto para la Conservación de la Naturaleza. (ICONA).
- PLANELLES, M. 1999. Gestión de hábitats litorales: Su importancia en la conservación de la ictiofauna. Pp. 169-188. Conservación, Recuperación y Gestión de la Ictiofauna Continental Ibérica. Granada-Lorenzo (ed.). Publicaciones de la Estación de Ecología Acuática. EMASESA, Sevilla.
- PLATNICK N. I. 1976. Concepts of dispersal in historical biogeography. *Systematic Zoology* 25 (3): 294-295
- POPPER K. R. 1962. *La lógica de la investigación científica*. Tecnos, Madrid 451pp
- POZO OBESO R. DEL. 1987. *Moscas para la pesca*. Editorial Everest (con la colaboración de Caja de Ahorros y Monte de Piedad de León). León
- PRESA P., KRIEG F., ESTOUP A. & R. GUYOMARD. 1994. Diversité et gestion génétique de la truite commune: apport de l'étude du polymorphisme des locus protéiques et microsatellites. *Génétique Sélection et Evolution* 26 (Suppl. 1): 183s-202s
- PROKOFIEVA A. 1934. On the chromosome morphology of certain pisces. *Cytologia* 5: 498-506
- PULLIAM H. R. 1988. Sources, sinks, and population regulation. *American Naturalist* 132 (5): 652-661
- PURDOM C. E. 1993. *Genetic and Fish Breeding*. Chapman and Hall. London, England

Q

- QUISUMBING E. 1978. *Medicinal plants of the Philippines*. Kata Publishing. Quezon City

R

- RAINBOW P. 1998. Impacts of invasions by alien species. *Journal of Zoology* 246 (2): 247-248
- REYES-GAVILÁN F. G., GARRIDO R., NICIEZA A. G., TOLEDO M. M. & F. BRAÑA. 1995. *Variability in growth*,

- density and age structure of brown trout populations under contrasting environmental and managerial conditions.* "The Ecological Basis for River Management", Harper, D. M. & A. J. D. Ferguson (eds.), John Wiley & Sons, Chichester, pp.: 389-406
- RIGUEIRO RODRÍGUEZ A., ROMERO FRANCO R., SILVA-PANDO F. J. & E. VALDÉS BERMEJO. 1996. *Guía de Plantas Medicináis de Galicia*. Editorial Galaxia. Vigo
- RINCÓN P. A., VELASCO J. C., GONZÁLEZ-SÁNCHEZ N. & C. POLLO. 1990. Fish assemblages in small streams in western Spain: the influence of an introduced predator. *Archiv für Hydrobiologie* 118: 81-91
- RINNE J. N., IVANTSOFF W., CROWLEY L. E. M. & J. LOBÓN CERVIÁ. 1996. *Conservation of desert fishes: Spain, Australia and The United States*. Szaro, R.C. Johnston, D. W. (eds.) Biodiversity in Managed Landscapes. Theory and Practice. pp 377-400. Oxford University Press. New York
- RIVERA NÚÑEZ D. & C. OBÓN DE CASTRO. 1991. *La guía INCAFO de las plantas útiles y venenosas de la Península Ibérica y Baleares (excluidas medicinales)*. INCAFO. Madrid
- ROY M. S., GEFFEN E., SMITH D., OSTRANDER E. & R. K. WAYNE. 1994. Patterns of differentiation and hybridization in North American wolf-like canids revealed by analysis of microsatellite loci. *Molecular Biology and Evolution* 11: 553-570
- RUCKERT J. 1892. Ueber die Verdoppelung der Chromosomen im Keimbläschen des Selachiereis. *Anatomischer Anzeiger* 8: 44-52
- RYMAN N. 1983. Patterns of distribution of biochemical variation in salmonids: differences between species. *Aquaculture* 33: 1-21

S

- SANCHEZ-ISARRIA M. A., CABANAS L., JOSA A., TUTOR E. & S. PELLICER. 1989b. *Análisis de la composición de la dieta, en el medio natural del black-bass (M. salmoides, Lcp) tamaño mayor de 20 cm.* Act.1 Col. Luso-Esp. Bacias Hidrogr. e Rec.Zool.: 359-364
- SÁNCHEZ L., MARTÍNEZ P., VIÑAS A. & C. BOUZA. 1990. Analysis of the structure and variability of nucleolar organizer regions of *Salmo trutta* by C-, Ag-, and restriction endonuclease banding. *Cytogenetics and Cell Genetics* 54: 6-9
- SÁNCHEZ SANZ M. E. 1994. *Cestería tradicional aragonesa y oficios afines*. Colección Síntesis de Aragón 1. Dpto. de Educación y Cultura, Gobierno de Aragón
- SANGER F., NICKLEN S. & A. R. COULSON. 1977. DNA sequencing with chain-terminating inhibitors. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA* 74: 5463-5467
- SANJUR O., CARMONA J. A. & I. DOADRIO. EN PRENSA. Molecular Phylogeny of Iberian Chub (Genus *Leuciscus*. Cyprinidae). Inferred from mitochondrial DNA sequences. *Molecular phylogenetics and Evolution*
- SCHENCK R. & R. C. VRIJENHOEK. 1986. Spatial and temporal factors affecting coexistence among sexual and clonal forms of *Poeciliopsis*. *Evolution* 40: 1060-1070
- SCHONEWALD-COX C. M. CHAMBERS S. M. MACBRYDE B. & L. THOMAS. 1983. *Genetics and Conservation*. Benjamin/Cummings, Menlo Park, California
- SCHULTES R. E. & A. HOFMANN. 1982. *Las plantas de los dioses. Orígenes del uso de los alucinógenos*. Fondo de Cultura Económica. Méjico
- SCHULTES R. E. & R. F. RAFFAUF. 1990. *The Healing Forest. Medicinal and Toxic Plants of the Northwest Amazonia*. Historical, Ethno- & Economic Botany Series 2. Dioscorides Press. Portland, Oregon
- SCHULTZ R. J. 1969. Hybridization, unisexuality and polyploidy in the teleost *Poeciliopsis* (Poecilidae) and other vertebrates. *American Naturalist* 103: 605-619
- SCHULTZ R. J. 1977. Evolution and ecology of unisexual fishes. *Evolutionary Biology* 10: 277-331
- SCHULTZ R. J. 1980. *The role of polyploidy in the evolution of fishes*. Pp. 313-339. Polyploidy: Biological Relevance. Lewis, W. H. (ed.). Plenum Publ. Co., New York
- SLATKIN M. 1993. Isolation by distance in equilibrium and non-equilibrium populations. *Evolution* 47: 264-279

- SOLA L., CATAUDELLA S. & E. CAPANNA. 1981. New developments in vertebrate Cytotaxonomy. III. Karyology of bony fishes: A review. *Genetica* 54: 285-328
- SOSTOA A. 1983. *La comunidad de peces del Delta del Ebro*. Tesis doctoral, Univ. de Barcelona, Barcelona, 622 pp
- SOSTOA A. 1990. La vida en rius; estanys. p.p. 152-157. En: Biosfera. Mediterrànies (Vol.5) Enciclopedia Catalana. Barcelona. 439 pp.
- SOSTOA A., ALLUE R., BAS C., CASALS F., CASAPONSA J., CASTILLO M., DOADRIO I e otros. 1990. *Historia Natural dels Països Catalans. Peixos*. Fundació Enciclopedia Catalana
- SOSTOA A. & J. LOBÓN-CERVIÀ. 1989. *Fish and Fisheries of the River Ebro: Actual state and Recent History*. Petts, G. (ed.). Historical Change of Large Alluvial Rivers: Western Europe. pp. 233-247. John Wiley & Sons. Chichester
- SOSTOA A., LOBÓN-CERVIA J., FERNANDEZ-COLOME V. & F. J. SOSTOA. 1987. La distribución del pez-sol (*Lepomis gibbosus* L.) en la Península Ibérica. *Doñana Acta Vertebrata* 14: 121-123
- SWALES S. & J. B. FISH. 1986. Angling catch returns as indicators of the status of upland trout lakes. *Aquaculture and Fisheries Management* 17: 75-93

T

- TAGGART J. B. & A. FERGUSON. 1986. Electrophoretic evaluation of supplemental stocking programme for brown trout, *Salmo trutta* L. *Aquaculture and Fisheries Management* 17: 155-162
- TEMPLETON A. R. 1989. *The meaning of species and speciation: a genetic perspective. Speciation and its consequences* (eds. D. Otte and J. A. Endler). Pp. 3-27, Sinauer, Sunderland, MA
- TORRALVA, M. & F.J. OLIVA-PATERNA. 1999. Conservación y Recuperación del Fartet en la Región de Murcia. *Trofeo Pesca*, Marzo-99: 98-99.
- TORRALVA, M.M., F.J. OLIVA-PATERNA, C. FERNÁNDEZ-DELGADO & J. GARCÍA. 1999a. Las poblaciones de *Lebias iberica* (Valenciennes, 1846) en la región de Murcia. Pp. 225-235. *Peces Ciprinodóntidos Ibéricos: Fartet y Samaruc. Monografía*. Edita: Generalitat Valenciana. Coord: M. Planelles. 357 pp.
- TORRALVA, M., F.J. OLIVA-PATERNA, A. ANDREU, N. UBERO-PASCAL, A. GARCIA-MELLADO & C. FERNÁNDEZ-DELGADO. 1999b. Biología, Distribución y Estado de Conservación de las Comunidades Acuáticas con Ciprinodontiformes en la Región de Murcia y las relaciones con sus hábitats. Informe-I. Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente. Región de Murcia. 125 pp + Anexos.
- TORRALVA, M., F.J. OLIVA-PATERNA, A. ANDREU, A. GARCIA-MELLADO, P.A. MIÑANO, V. CARDOZO, J. GARCIA-ALONSO & C. FERNÁNDEZ-DELGADO. 2001. Distribución y estado de conservación del Fartet, *Aphanius iberus* (Valenciennes, 1846), en la Región de Murcia (S.E. de la Península Ibérica). Establecimiento de Grupos Poblacionales Operativos. *Anales de Biología*, 23.
- TRIANO MUÑOZ E. C. & E. RUIZ CABELLO. 1998. *Recupera tus tradiciones. Taller de Etnobotánica Carcabuey Mayo 1998. Etnobotánica del Subbético Cordobés*. Ilmo. Ayto. de Carcabuey, Oficina de Información Juvenil, Centro Botánico del Subbético Cordobés
- TSIGENOPULOS C. S. & P. BERREBI. 2000. Molecular Phylogeny of North Mediterranean Freshwater Barbs (Genus *Barbus*: Cyprinidae) Inferred from Cytochrome *b* sequences: Biogeographic and Systematics implications. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 14 (2): 165-179

U

- UGARTE J. 1929. Peces de agua dulce. Contribución a la formación de su catálogo. *Revista de Biología Forestal y Limnología.*, ser. A, 1 (1): 54-70

V

- VARGAS M. J. 1993. *Interacción entre Aphanis iberus y Gambusia holbrooki en el Delta del Ebro: sus ciclos biológicos y ecologías tróficas*. Tesis Doctoral, Universidad de Barcelona
- VARGAS M. J. & A. DE SOSTOA. 1997. Life-history pattern of the Iberian toothcarp *Aphanis iberus* (Pisces, Cyprinodontidae) from a Mediterranean estuary, the Ebro delta (Spain). *Netherlands Journal of Zoology* 47: 143-160
- VARIOS AUTORES I. 1988. *Polskie Archiwum Hydrobiologii*. 3: 231-575
- VARIOS AUTORES II. 1999. *Ecology of Freshwater Fish*. 8: 109-200
- VARIOS AUTORES III. 2000. *Ecology of Freshwater Fish*. 9: 1-125
- VASIL'EV V. P. VASILIEVA E. D. & A. G. OSINOV. 1989. *Evolution of a diploid-triploid-tetraploid complex in fishes of the genus Cobitis (Pisces, Cobitidae)*. Pp. 281-288. *Evolution and Ecology of Unisexual Vertebrates*. Dawley, R. & Bogart, J. (eds.). New York State Museum, Albany, New York
- VEGA PRIETO J. 1981. *Manual práctico para pescar la trucha: el pez, los cebos, la pesca y sus problemas*. Serie Pesca 6. Manuales Pulide. Pulide. Barcelona
- VELASCO ROMÁN R., CONDE ALVAREZ R. M., NIETO J. M., CALDERA A., MÁRQUEZ MARÍN A., GUERRA MERCHÁN M., CONESA GARCÍA M., HIDALGO I., BERUTICH A., ARENAS DUEÑAS & J. PERALTA GUTIÉRREZ. 1997. *Guía botánica de Benalmádena*. Delegación de Medio Ambiente, Excm. Ayto de Benalmádena
- VERDE A. & J. FAJARDO. 1998. Usos tradicionales del torvisco. *Quercus* 144: 38-39
- VILLAR PÉREZ L., PALACÍN LATORRE J. M., CALVO EITO C., GÓMEZ GARCÍA D. & G. MONTSERRAT MARTÍ. 1992. *Plantas medicinales del Pirineo Aragonés y demás tierras oscenses*. Diputación Provincial de Huesca, CSIC
- VILLWOCK W. 1999. *Biogeography of the ciprinodontiform fishes (Teleostei, Cyprinodontidae) of the Mediterranean region*. Peces Ciprinodónticos Ibéricos Fartet y Samaruc. Planelles ed. 13-33
- VINYOLES D., COTÈ I. M. & A. DE SOSTOA. 1999. Egg cannibalism in river blennies: the role of natural prey availability. *Journal of fish biology* 55: 1223-1232
- VOS P., HOGERS R., BLEKER M. ET AL. 1995. AFLP. A new method for DNA fingerprinting. *Nuclear Acids Research* 23: 4407-4414
- VRIJENHOEK R. C. 1984. *The evolution of clonal diversity in Poeciliopsis*. *Evolutionary Genetics of Fishes*. Turner, B. J. (ed.). Plenum Press, New York
- VRIJENHOEK R. C. 1989. *Genetic and ecological constraints on the origins and establishment of unisexual vertebrates*. Pp. 281-288. *Evolution & Ecology of Unisexual Vertebrates*
- VRIJENHOEK R. C. 1990. *Genetic diversity and the ecology of asexual populations*. Pp. 175-197. *Population Biology & Evolution*. Wóhrmann, K. y Jain, S. (eds.). Springer-Verlag, Berlin
- VRIJENHOEK R. C. 1994. *Genetic diversity and fitness in small populations*. Pp. 37-53. *Conservation Genetics*. Loeschcke, V.; Tomiuk, J. y Jain, S. K. (eds.). Birkhäuser Base, Switzerland
- VRIJENHOEK R. C., ANGUS R. A. & R. J. SCHULTZ. 1977. Variation & heterozygosity in sexually vs clonally reproducing populations of *Poeciliopsis*. *Evolution* 31: 767-781
- VRIJENHOEK R. C., DAWLEY R. M., COLE C. J. & J. P. BOGART. 1989. *A list of known unisexual vertebrates*. Pp. 281-288. *Evolution & Ecology of Unisexual Vertebrates*. Dawley, R. y Bogart, J. (eds.). New York State Museum, Albany, New York

W

- WAPLES R. S. 1991. Pacific salmon, *Oncorhynchus* spp., and the definition of "species" under the Endangered species Act. *US National Marine Fisheries Service, Marine Fisheries Review* 53: 11-22
- WELCOMME R. L. 1991. International introductions of freshwater fish species into Europe. *Finnish Fisheries Research* 12: 11-18
- WELCOMME R. L. 1992. A history of international introductions of inland aquatic species. *ICES Marine Science Symposium* 194: 3-14

WILLIAMSON M. 1999. Invasions. *Ecography* 22 (1): 5-12

Y

YAN G., ROMERO-SEVERSON J., WALTON M., CHADEE D. D. & D. W. SEVERSON. 1999. Population genetics of the yellow fever mosquito in Trinidad: comparisons of amplified fragment length polymorphism (AFLP) and restriction fragment length polymorphism (RFLP) markers. *Molecular Ecology* 8: 951-963

Z

ZARDOYA R. & I. DOADRIO. 1998. Phylogenetic relationships of Iberian cyprinids: systematic and biogeographical implications. *Proceedings of the Royal Society of London*. B 265: 1365-1372

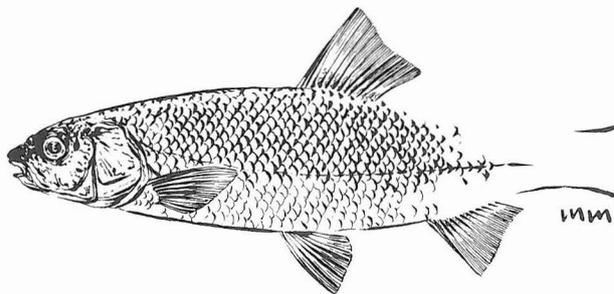
ZARDOYA R. & I. DOADRIO. 1999. Molecular Evidence on the Evolutionary and Biogeographical Patterns of European Cyprinids. *Journal of Molecular Evolution* 49: 227-237

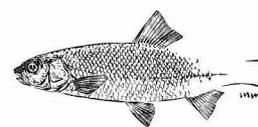
ZARDOYA R., ECONOMIDIS P. S. & I. DOADRIO. 1999. Phylogenetic Relationships of Greek Cyprinidae: Molecular Evidence for at Least Two Origins of the Greek Cyprinid Fauna. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 13 (1): 122-131

ZAVALA M. A. de. 1983. Aclimatación del *Micropterus salmoides* en la Península Ibérica. *Quercus*, 9:12-13

ZUG TUCCI H. 1985. *Il mondo medievale dei pesci tra realtà e immaginazione. L'uomo di fronte al mondo animale nell'alto Medio Evo, XXI Settimane di studio sull'alto Medio Evo* 291-372. Spoleto. Citado en: HOFFMANN R. C. 1995. Environmental change and the culture of common carp in medieval Europe. *Guelph Ichthyology Reviews* 3: 55-85. Institute of Ichthyology, University of Guelph. Guelph, Ontario, Canada

Índice de Nombres Científicos





A

<i>Abramis alburnus</i> (Linnaeus, 1758)	139
<i>Abramis bjoerkna</i> (Linnaeus, 1758)	137
<i>Abramis bjoerkna</i> (Linnaeus, 1758)	137
<i>Abramis blicca</i> (Linnaeus, 1758)	137
<i>Abramis erythropterus</i> Valenciennes, 1844	137
<i>Abramis micropteryx</i> Valenciennes, 1844	137
<i>Acanthocephalus guppil</i> (Günther, 1866)	242
<i>Acanthocephalus reticulatus</i> (Peters, 1860)	242
<i>Acanthopsis taenia paludica</i> de Buen, 1930	218
<i>Acanthopsis taenia paludicola</i> Berg, 1932	218
<i>Accipenser attilus</i> Rafinesque, 1820	107
<i>Accipenser sturio</i> Linnaeus, 1758	107
<i>Acipenser attilus</i> Gray, 1851	107
<i>Acipenser ducissae</i> Duméril, 1870	107
<i>Acipenser europaeus</i> Brusina, 1902	107
<i>Acipenser fitzingeri</i> Duméril, 1870	107
<i>Acipenser hospitus</i> Krøyer, 1852	107
<i>Acipenser latirostris</i> Parnell, 1838	107
<i>Acipenser lichtensteinii</i> Bloch, 1801	107
<i>Acipenser nebelae</i> Duméril, 1870	107
<i>Acipenser podapos</i> Duméril, 1870	107
<i>Acipenser sturio</i> Linnaeus, 1758	107
<i>Acipenser sturioides</i> Malm, 1861	107
<i>Acipenser thompsonii</i> Ball, 1856	107
<i>Acipenser valenciennii</i> Duméril, 1870	107
<i>Acipenser yarrellii</i> Duméril, 1867	107
<i>Alausa vulgaris</i> Valenciennes, 1847	110
<i>Alborella maxima</i> Fatio, 1882	139
<i>Alburnus acutus</i> Bonaparte, 1845	139
<i>Alburnus alborella</i> Filippi, 1844	139
<i>Alburnus alborella lateristriga</i> Canestrini, 1864	139
<i>Alburnus alburnus</i> (Linnaeus, 1758)	139
<i>Alburnus alburnus</i> (Linnaeus, 1758)	139
<i>Alburnus alburnus alborella</i> (De Filippi, 1844)	139
<i>Alburnus alburnus macedonicus</i> Karaman, 1928	139
<i>Alburnus alburnus strumicae</i> Karaman, 1955	139
<i>Alburnus alburnus thessalicus</i> Stephanidis, 1950	139
<i>Alburnus arquatus</i> Fatio, 1882	139
<i>Alburnus ausonii</i> Bonaparte, 1844	139
<i>Alburnus avola</i> Bonaparte, 1846	139

<i>Alburnus breviceps</i> Heckel & Kner, 1858	139
<i>Alburnus fabraei</i> Blanchard, 1866	139
<i>Alburnus fracchia</i> Bonaparte, 1845	139
<i>Alburnus fracchia</i> Heckel & Kner, 1858	139
<i>Alburnus gracilis</i> Bonaparte, 1845	139
<i>Alburnus linnei</i> Malm, 1877	139
<i>Alburnus lucidus angustior</i> Walecki, 1864	139
<i>Alburnus lucidus colobocephala</i> Fatio, 1882	139
<i>Alburnus lucidus elata</i> Fatio, 1882	139
<i>Alburnus lucidus elongata</i> Fatio, 1882	139
<i>Alburnus lucidus</i> Heckel, 1843	139
<i>Alburnus lucidus ilmenensis</i> Warpachowski, 1886	139
<i>Alburnus lucidus lacustris</i> Heckel & Kner, 1858	139
<i>Alburnus lucidus latior</i> Walecki, 1864	139
<i>Alburnus lucidus oxycephala</i> Fatio, 1882	139
<i>Alburnus mirandella</i> Blanchard, 1866	139
<i>Alburnus obtusus</i> Bonaparte, 1845	139
<i>Alburnus scoranza</i> Bonaparte, 1845	139
<i>Alburnus scoranza</i> Heckel & Kner, 1858	139
<i>Alburnus scoranzoides</i> Heckel & Kner, 1858	139
<i>Alburnus strigio</i> Bonaparte, 1845	139
<i>Alosa africana</i> Regan, 1916	113
<i>Alosa alosa</i> (Linnaeus, 1758)	110
<i>Alosa communis</i> Yarell, 1836	110
<i>Alosa cuvieri</i> Malm, 1877	110
<i>Alosa cuvierii</i> Malm, 1877	110
<i>Alosa fallax</i> (Lacépède, 1803)	113
<i>Alosa fallax algeriensis</i> Regan, 1916	113
<i>Alosa fallax bolivari</i> Lozano y Rey, 1929	113
<i>Alosa fallax rhodanensis</i> Roule, 1924	113
<i>Alosa ficta</i> Duhamel du Monceau, 1772	113
<i>Alosa finta</i> (Cuvier, 1829)	113
<i>Alosa finta algeriensis</i> Regan, 1916	113
<i>Alosa finta killarnensis</i> Regan, 1916	113
<i>Alosa finta rhodanensis</i> Roule, 1924	113
<i>Alosa minor</i> Bonaparte, 1846	113
<i>Alosa rusa</i> Mauduyt, 1848	110
<i>Ameirus melas</i> (Rafinesque, 1820)	224
<i>Ameiurus melas</i> (Rafinesque, 1820)	224
<i>Ameiurus melas</i> (Rafinesque, 1820)	224
<i>Ameiurus melas melas</i> (Rafinesque, 1820)	224
<i>Ameiurus vulgaris</i> (Thompson, 1842)	224
<i>Ammocoetes bicolor</i> Lesueur, 1818	104
<i>Ammocoetes communis</i> Gistel, 1848	100
<i>Anaocypris hispanica</i> Steindachner, 1866	141
<i>Anguilla acutirostris</i> Risso, 1827	115
<i>Anguilla aegyptiaca</i> Kaup, 1856	115
<i>Anguilla altirostris</i> Kaup, 1856	115
<i>Anguilla ancidda</i> Kaup, 1856	115
<i>Anguilla anguilla</i> (Linnaeus, 1758)	115
<i>Anguilla anguilla macrocephala</i> De la Pylaie, 1835	115
<i>Anguilla anguilla ornithorhyncha</i> De la Pylaie, 1835	115
<i>Anguilla anguilla oxycephala</i> De la Pylaie, 1835	115
<i>Anguilla bibroni</i> Kaup, 1856	115
<i>Anguilla brevirostris</i> Cisternas, 1877	115
<i>Anguilla callensis</i> Guichenot, 1850	115

<i>Anguilla canariensis</i> Valenciennes, 1843	115
<i>Anguilla capitone</i> Kaup, 1856	115
<i>Anguilla cloacina</i> Bonaparte, 1846	115
<i>Anguilla cuvieri</i> Kaup, 1856	115
<i>Anguilla eurystoma</i> Heckel & Kner, 1858	115
<i>Anguilla fluviatilis</i> Ansljin, 1828	115
<i>Anguilla fluviatilis</i> Heckel & Kner, 1858	115
<i>Anguilla hibernica</i> Couch, 1865	115
<i>Anguilla kieneri</i> Kaup, 1856	115
<i>Anguilla latirostris</i> Risso, 1827	115
<i>Anguilla linnei</i> Malm, 1877	115
<i>Anguilla marginata</i> Kaup, 1856	115
<i>Anguilla marina</i> Nardo, 1860	115
<i>Anguilla mediorostris</i> Risso, 1827	115
<i>Anguilla melanochir</i> Kaup, 1856	115
<i>Anguilla microptera</i> Kaup, 1856	115
<i>Anguilla migratoria</i> Krøyer, 1846	115
<i>Anguilla morena</i> Kaup, 1856	115
<i>Anguilla nilotica</i> Heckel, 1846	115
<i>Anguilla nilotica</i> Kaup, 1857	115
<i>Anguilla oblongirostris</i> Blanchard, 1866	115
<i>Anguilla platycephala</i> Kaup, 1856	115
<i>Anguilla platyrhynchus</i> Costa, 1850	115
<i>Anguilla rostrata</i> (Lesueur, 1817)	115
<i>Anguilla savignyi</i> Kaup, 1856	115
<i>Anguilla septembrina</i> Bonaparte, 1846	115
<i>Anguilla vulgaris fluviatilis</i> Rafinesque, 1810	115
<i>Anguilla vulgaris lacustus</i> Rafinesque, 1810	115
<i>Anguilla vulgaris marina</i> Rafinesque, 1810	115
<i>Anguilla vulgaris ornithorbincha</i> Pylaie, 1835	115
<i>Anguilla vulgaris platyura</i> De la Pylaie, 1835	115
<i>Anguilla vulgaris</i> Shaw, 1803	115
<i>Aphanius calaritanus</i> (Cuvier, 1829)	230
<i>Aphanius cyanogaster</i> (Guichenot, 1859)	230
<i>Aphanius doliatus</i> (Guichenot, 1859)	230
<i>Aphanius fasciatus</i> (Valenciennes, 1821)	230
<i>Aphanius fasciatus</i> (Valenciennes, 1821)	230
<i>Aphanius fasciatus</i> Nardo, 1827	230
<i>Aphanius flavus</i> (Costa, 1838)	230
<i>Aphanius hammonis</i> (Valenciennes in Cuvier & Valenciennes, 1846)	230
<i>Aphanius iberus</i> (Valenciennes in Cuvier & Valenciennes, 1846)	232
<i>Aphanius lineatopunctatus</i> (Wagner, 1828)	230
<i>Aphanius moseas</i> (Valenciennes, 1846)	230
<i>Aphanius nanus</i> Nardo, 1827	230
<i>Aphanius nigropunctata</i> (Bonaparte, 1841)	230
<i>Aphanius nonus</i> Nardo, 1827	230
<i>Aphanius sarda</i> (Wagner, 1828)	230
<i>Aphanius timidus</i> (Gulia, 1861)	230
<i>Aplites salmoides</i> (Lacepède, 1802)	259
<i>Arcipenser sturio</i> Linnaeus, 1758	107
<i>Aspius alburnoides</i> Selys-longchamps, 1842	139
<i>Aspius arborella</i> Bonaparte, 1841	139
<i>Aspius ochrodon</i> Fitzinger, 1832	139
<i>Atherina anterina</i> Nardo, 1847	244
<i>Atherina boïeri</i> Risso, 1810	244
<i>Atherina bonapartii</i> Boulenger, 1907	244

<i>Atherina boyeri</i> Risso, 1810	244
<i>Atherina caspia</i> Eichwald, 1838	244
<i>Atherina hyalosoma</i> Cocco, 1885	244
<i>Atherina lacustris</i> Bonaparte, 1836	244
<i>Atherina marmorata</i> Risso, 1810	230
<i>Atherina mochon aegyptia</i> Boulenger, 1907	244
<i>Atherina mochon</i> Cuvier, 1829	244
<i>Atherina mochon pontica</i> Eichwald, 1831.5	244
<i>Atherina mochon riqueti</i> Roule, 1902	244
<i>Atherina pontica</i> Eichwald, 1838	244
<i>Atherina presbyter caspia</i> Eichwald, 1831	244
<i>Atherina presbyter pontica</i> Eichwald, 1831	244
<i>Atherina riqueti</i> Roule, 1902	244
<i>Atherina risso</i> Valenciennes, 1835	244
<i>Atherina rissoi</i> Günther, 1861	244
<i>Atherina sarda</i> Valenciennes, 1835	244
<i>Atherina sardinella</i> Fowler, 1903	244

B

<i>Baione fontinalis</i> (Mitchill, 1814)	132
<i>Barbatula barbatula</i> (Linnaeus, 1758)	222
<i>Barbatula oreas</i> (Jordan & Fowler, 1903)	222
<i>Barbatula toni</i> (Dybowski, 1869)	222
<i>Barbus barbus bocagei</i> Steindachner, 1865	144
<i>Barbus barbus sclateri</i> Günther, 1868	162
<i>Barbus bocagei graellsii</i> Steindachner, 1866	150
<i>Barbus bocagei guiraonis</i> Steindachner, 1866	153
<i>Barbus bocagei sclateri</i> Günther, 1868	162
<i>Barbus bocagei</i> Steindachner, 1864	144
<i>Barbus bocagii</i> Steindachner, 1865	144
<i>Barbus capito bocagei</i> Steindachner, 1865	144
<i>Barbus capito graellsii</i> Steindachner, 1866	150
<i>Barbus capito haasi</i> Mertens, 1925	155
<i>Barbus comiza</i> Steindachner, 1864.19	147
<i>Barbus comizo</i> Steindachner, 1864	147
<i>Barbus graellsii</i> Steindachner, 1866	150
<i>Barbus graellsii</i> Steindachner, 1866	150
<i>Barbus guiraonis</i> Steindachner 1866	153
<i>Barbus haasi</i> Mertens, 1925	155
<i>Barbus meridionalis graellsii</i> Steindachner, 1866	150
<i>Barbus meridionalis</i> Risso, 1827	158
<i>Barbus microcephalus</i> Almaça, 1967	160
<i>Barbus plebejus haasi</i> Mertens, 1925	155
<i>Barbus sclateri</i> Günther, 1868	162
<i>Barbus steindachneri</i> Almaça, 1967.19	147
<i>Batymyzon bairdii</i> (Gill, 1883)	104
<i>Blennius alpestris</i> Blanchard, 1866	252
<i>Blennius anticolus</i> Bonaparte, 1840	252
<i>Blennius cagnota</i> Valenciennes, 1836	252
<i>Blennius fluviatilis</i> Asso, 1801	252
<i>Blennius fluviatilis</i> Rafinesque, 1810	252
<i>Blennius frater</i> Bloch & Schneider, 1801	252
<i>Blennius inaequalis</i> Valenciennes, 1836	252

<i>Blennius lupulus</i> Bonaparte 1840	252
<i>Blennius petteri</i> Heckel & Kner, 1848	252
<i>Blennius sufeianus</i> Lacepède, 1800	252
<i>Blennius varus</i> (non Pallas, 1814)	252
<i>Blennius vulgaris</i> Pollini, 1816	252
<i>Blicca argyroleuca</i> Heckel, 1843	137
<i>Blicca bjoerkna</i> (Linnaeus, 1758)	137
<i>Blicca bjoerkna derjavini</i> Dadikyan, 1970	137
<i>Blicca bjoerkna transcaucasica</i> Berg, 1916	137
<i>Blicca bjorkna</i> (Linnaeus, 1758)	137
<i>Blicca björkna</i> (Linnaeus, 1758)	137
<i>Blicca intermedia</i> Fatio, 1882	137
<i>Bungia nigrescens</i> Keyserling, 1861	190

C

<i>Carassius auratus</i> (Linnaeus, 1758)	165
<i>Carassius auratus</i> (Linnaeus, 1758)	165
<i>Carassius auratus gibelio</i> morpha <i>vovkii</i> Iongazen, 1945	165
<i>Carassius bucephalus</i> Heckel, 1837	165
<i>Carassius carassius auratus</i> (Linnaeus, 1758)	165
<i>Carassius ellipticus</i> Heckel, 1848	165
<i>Carassius encobia</i> Bonaparte, 1845	165
<i>Carassius gibeloides</i> (Cantor, 1842)	165
<i>Carassius vulgaris</i> var. <i>Kolenty</i> Dybowski, 1877	165
<i>Carassius vulgaris</i> var. <i>Ventrosus</i> Walecki, 1863	165
<i>Carpio carpio gibbosus</i> (Kessler, 1856)	187
<i>Carpio flavipinna</i> (Valenciennes, 1842)	187
<i>Carpio vulgaris</i> Rapp, 1854	187
<i>Centropomus sandat</i> Lacepède, 1802	263
<i>Chondrostoma arcasii</i> (Steindachner, 1866)	167
<i>Chondrostoma arrigonis</i> (Steindachner, 1866)	170
<i>Chondrostoma duriense</i> Coelho, 1985	172
<i>Chondrostoma lemmingii</i> (Steindachner, 1866)	174
<i>Chondrostoma miegii</i> Steindachner, 1866	177
<i>Chondrostoma polylepis duriensis</i> Coelho, 1985	172
<i>Chondrostoma polylepis</i> Steindachner, 1864	179
<i>Chondrostoma polylepis willkommii</i> Steindachner, 1866	184
<i>Chondrostoma toxostoma arrigonis</i> Steindachner, 1866	170
<i>Chondrostoma toxostoma miegii</i> Steindachner, 1866	177
<i>Chondrostoma toxostoma turiensis</i> Elvira, 1987	182
<i>Chondrostoma turiense</i> Elvira, 1987	182
<i>Chondrostoma willkommii</i> Steindachner, 1866	184
<i>Chromis facetus</i> Jenyns, 1842	255
<i>Cichlasoma facetum</i> (Jenyns, 1842)	255
<i>Cichlasoma facetum</i> (Jenyns, 1842)	255
<i>Ciprinoides nanofasciatus</i> Nardo, 1824	230
<i>Clupea alosa elongata</i> De la Pylaie, 1835	113
<i>Clupea fallax</i> Lacepède, 1803	113
<i>Clupea finta</i> Cuvier, 1829	113
<i>Clupea nilotica</i> Geoffroy St	113
<i>Clupea rufa</i> Lacepède, 1803	113
<i>Clupea sardinella</i> Vallot, 1837	113
<i>Cobitis barbatula</i> Linnaeus, 1758	222

<i>Cobitis barbatula parisiensis</i> De la Pylaie, 1835	222
<i>Cobitis barbatula pictava</i> De la Pylaie, 1835	222
<i>Cobitis barbatula pironae</i> Nardo, 1866	222
<i>Cobitis calderoni</i> Bacescu, 1962	216
<i>Cobitis fundulus</i> Wulff, 1765	190
<i>Cobitis furstenbergii</i> Bonaparte, 1846	222
<i>Cobitis heteroclita</i> Linnaeus, 1766	235
<i>Cobitis paludica</i> (de Buen, 1939)	218
<i>Cobitis paludicola</i> Berg, 1932	218
<i>Cobitis taenia haasi</i> Klausewitz, 1955	218
<i>Cobitis toni</i> Dybowski, 1869	222
<i>Cobitis variabilis</i> Günther, 1868	222
<i>Cobitis vettonica</i> Doadrio & Perdices, 1997	220
<i>Cottus affinis</i> Heckel, 1837	249
<i>Cottus gobio haemusi</i> Marinov & Dikov, 1986	249
<i>Cottus gobio hispaniolensis</i> Bacescu & Bacescu -Mester, 1964	249
<i>Cottus gobio jaxartensis</i> Berg, 1916	249
<i>Cottus gobio kosheunikowi</i> Gratzianov, 1907	249
<i>Cottus gobio</i> Linnaeus, 1758	249
<i>Cottus gobio macrostomus</i> Jetteles, 1863	249
<i>Cottus gobio milvensis</i> Soldatov, 1924	249
<i>Cottus gobio pellegrini</i> Bacescu & Bacescu -Mester, 1964	249
<i>Cottus gobio pellegrini</i> Vladykov, 1931	249
<i>Cottus gobio roseus</i> Odenwall, 1927	249
<i>Cottus kosheunikowi</i> Gratzianov, 1907	249
<i>Cottus microstomus</i> Heckel, 1837	249
<i>Cyprinodon ammonis</i> (Valenciennes, 1846)	230
<i>Cyprinodon calaritanus</i> (Cuvier, 1829)	230
<i>Cyprinodon cyanogaster</i> Guichenot, 1859	230
<i>Cyprinodon dispar</i> (non Rüppell, 1828)	230
<i>Cyprinodon doliatus</i> Guichenot, 1859	230
<i>Cyprinodon fasciatus</i> (Valenciennes, 1821)	230
<i>Cyprinodon hammonis</i> Valenciennes, 1846	230
<i>Cyprinodon iberus</i> (Valenciennes in Cuvier & Valenciennes, 1846)	232
<i>Cyprinodon moseas</i> Valenciennes, 1846	230
<i>Cyprinus acuminatus</i> Heckel & Kner, 1858	187
<i>Cyprinus acuminatus</i> Richardson, 1846	187
<i>Cyprinus albor</i> Scopoli, 1786	139
<i>Cyprinus alburnus</i> Linnaeus, 1758	139
<i>Cyprinus alepidotus</i> Bloch, 1784	187
<i>Cyprinus angulatus</i> Heckel, 1843	187
<i>Cyprinus aphya</i> L., 1758	193
<i>Cyprinus atrovirens</i> Richardson, 1846.3	187
<i>Cyprinus auratus</i> Linnaeus, 1758	165
<i>Cyprinus bithynicus</i> Richardson, 1857	187
<i>Cyprinus bjoerkna</i> Linnaeus, 1758	137
<i>Cyprinus blicca</i> Bloch, 1782	137
<i>Cyprinus caeruleus</i> Yarrell, 1833	198
<i>Cyprinus carpio anatolicus</i> Hanka, 1924	187
<i>Cyprinus carpio aralensis</i> Spiczakow, 1935	187
<i>Cyprinus carpio brevicirri</i> Misik, 1958	187
<i>Cyprinus carpio carpio</i> Linnaeus, 1758	187
<i>Cyprinus carpio caspicus</i> Walbaum, 1792	187
<i>Cyprinus carpio elongatus</i> Walecki, 1863	187
<i>Cyprinus carpio fluviatilis</i> Pravdin, 1945	187
<i>Cyprinus carpio lacustris</i> Fitzinger, 1832	187

<i>Cyprinus carpio</i> Linnaeus, 1758	187
<i>Cyprinus carpio</i> Linnaeus, 1758	187
<i>Cyprinus carpio longicirri</i> Misik, 1958	187
<i>Cyprinus carpio monstrosus</i> Walecki, 1863	187
<i>Cyprinus carpio oblongus</i> Antipa, 1909	187
<i>Cyprinus carpio specularis</i> Lacepède, 1803	187
<i>Cyprinus cephalus</i> , Linnaeus, 1758	205
<i>Cyprinus cirrosus</i> Schaeffer, 1760	187
<i>Cyprinus compressus</i> Hollberg, 1822	198
<i>Cyprinus conirostris</i> Temminck & Schlegel, 1846	187
<i>Cyprinus coriaceus</i> Lacepède, 1803	187
<i>Cyprinus chinensis</i> Basilewsky, 1855	187
<i>Cyprinus chrysoprasius</i> Pallas, 1814	193
<i>Cyprinus chub</i> Bonnaterre, 1788	205
<i>Cyprinus elatus</i> Bonaparte, 1836	187
<i>Cyprinus erythrophthalmus</i> Linnaeus, 1758	198
<i>Cyprinus erythroops</i> Pallas, 1814	198
<i>Cyprinus festeticsii</i> Bonaparte, 1845	187
<i>Cyprinus flamm</i> Richardson, 1846	187
<i>Cyprinus fulvus</i> Vallot, 1837	196
<i>Cyprinus fuscus</i> Vallot, 1837	198
<i>Cyprinus galian</i> Gmelin, 1788	193
<i>Cyprinus gibbosus</i> Pallas, 1814	137
<i>Cyprinus Gibelio</i> Bloch, 1782	165
<i>Cyprinus gieben</i> Wulff, 1765	137
<i>Cyprinus gobio</i> Linnaeus, 1758	190
<i>Cyprinus haematopterus</i> Temminck & Schlegel, 1846	187
<i>Cyprinus hungaricus</i> Heckel, 1836	187
<i>Cyprinus incauratus</i> Lacepède, 1803	213
<i>Cyprinus isetensis</i> Georgi, 1775	193
<i>Cyprinus jaculus</i> Jurine, 1825	196
<i>Cyprinus kietaiabeli</i> Reisinger, 1830	205
<i>Cyprinus lacustris</i> Pallas, 1814	196
<i>Cyprinus lanceolatus</i> Bloch, 1801	139
<i>Cyprinus laskyr</i> Güldenstädt, 1814	137
<i>Cyprinus latus</i> Gmelin, 1789	137
<i>Cyprinus lugdunensis</i> Walbaum, 1792	205
<i>Cyprinus lumaireui</i> Schinz, 1840	193
<i>Cyprinus macrolepidotus</i> Hartmann, 1827	187
<i>Cyprinus macrolepidotus</i> Meidinger, 1794	187
<i>Cyprinus meckel</i> Hermann, 1804	137
<i>Cyprinus melanotus</i> Schelegel, 1846	187
<i>Cyprinus morella</i> Leske, 1774	193
<i>Cyprinus nigroauratus</i> Lacepède, 1803	187
<i>Cyprinus nordmannii</i> Valenciennes, 1842	187
<i>Cyprinus nudus</i> Bloch, 1784	187
<i>Cyprinus orthonotus</i> Hermann, 1804	205
<i>Cyprinus phoxinus</i> L.1758	193
<i>Cyprinus plestya</i> Leske, 1774	137
<i>Cyprinus regina</i> Bonaparte, 1836	187
<i>Cyprinus regius</i> Nau, 1791	187
<i>Cyprinus rex</i> Walbaum, 1792	187
<i>Cyprinus rexcyprinorum</i> Bloch, 1782	187
<i>Cyprinus rondeletii</i> Shaw, 1802	187
<i>Cyprinus rubellio</i> Leske, 1774	196
<i>Cyprinus rubrofuscus</i> Lacepède, 1803	187

<i>Cyprinus rufus</i> Vallot, 1837	205
<i>Cyprinus rutilus</i> Linnaeus, 1758	196
<i>Cyprinus rutilus</i> Linnaeus, 1758	196
<i>Cyprinus salmoneus</i> Gronow, 1854	205
<i>Cyprinus scardula</i> Nardo, 1827	198
<i>Cyprinus sculponeatus</i> Richardson, 1846	187
<i>Cyprinus simus</i> Hermann, 1804	196
<i>Cyprinus specularis</i> Lacepède, 1803	187
<i>Cyprinus thermalis</i> Heckel, 1843	187
<i>Cyprinus tinca auratus</i> Bloch, 1782	213
<i>Cyprinus tinca</i> Linnaeus, 1758	213
<i>Cyprinus tincaurea</i> Shaw, 1804	213
<i>Cyprinus tossicole</i> Elera, 1895	187
<i>Cyprinus viridescens</i> Lacepède, 1803	187
<i>Cyprinus viridiviolaceus</i> Lacepède, 1803	187
<i>Cyprinus vittatus</i> Valenciennes, 1842	187
<i>Cyprinus xanthopterus</i> Vallot, 1837	196
<i>Cyprinus zeelt</i> Lacepède, 1803	213

E

<i>Esox boreus</i> Agassiz, 1850	134
<i>Esox estor</i> Lesueur, 1818	134
<i>Esox lucioides</i> Agassiz & Girard, 1850	134
<i>Esox lucius atrox</i> Anikin, 1902	134
<i>Esox lucius bergi</i> Kaganowsky, 1933	134
<i>Esox lucius</i> Linnaeus, 1758	134
<i>Esox lucius</i> Linnaeus, 1758	134
<i>Esox lucius lucius wiliunensis</i> Kirillov, 1962	134
<i>Esox lucius variegatus</i> Fitzinger, 1832	134
<i>Esox nobilior</i> Thompson, 1850	134
<i>Esox reichertii baicalensis</i> Dybowski, 1874	134
<i>Eupomotis gibbosus</i> (Linnaeus, 1758)	257

F

<i>Fario argenteus</i> Valenciennes, 1848	129
<i>Fario gairdneri</i> (Richardson, 1836)	122
<i>Fario trutta</i> (Linnaeus, 1758)	129
<i>Fundulus antillarum</i> Fowler, 1916	235
<i>Fundulus coenicolus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	235
<i>Fundulus fonticola</i> Valenciennes, 1846	235
<i>Fundulus heteroclitus</i> (Linnaeus, 1766)	235
<i>Fundulus heteroclitus heteroclitus</i> (Linnaeus, 1766)	235
<i>Fundulus heteroclitus</i> Linnaeus, 1766	235
<i>Fundulus lozanoi</i> (Gomez Caruana, Peiro Gomez & Sánchez Artal, 1984)	235
<i>Fundulus nisorius</i> Cope, 1870	235
<i>Fundulus ornatus</i> (Le Sueur, 1817)	235
<i>Fundulus swampinus</i> (Lacepède, 1803)	235

G

<i>Gambusia affinis holbrooki</i> (Girard, 1859)	240
<i>Gambusia holbrooki</i> (Agassiz, 1859)	240
<i>Gambusia holbrooki</i> Girard, 1859	240
<i>Gambusia patruelis holbrooki</i> (Girard, 1859)	240
<i>Gardonus pigulus</i> Bonaparte, 1841	196
<i>Gardonus ruboculus</i> Walecki, 1863	196
<i>Gasterosteus aculeatus messinicus</i> Stephanidis, 1971	246
<i>Gasterosteus argentatissimus</i> Blanchard, 1866	246
<i>Gasterosteus bailloni</i> Blanchard, 1866	246
<i>Gasterosteus brachycentrus</i> Cuvier, 1829	246
<i>Gasterosteus elegans</i> Blanchard, 1866	246
<i>Gasterosteus gymnurus</i> Cuvier, 1829	246
<i>Gasterosteus hologymnus</i> Regan, 1909	246
<i>Gasterosteus leiurus</i> Cuvier, 1829	246
<i>Gasterosteus nemausensis</i> Crespon, 1844	246
<i>Gasterosteus neustrianus</i> Blanchard, 1866	246
<i>Gasterosteus quadrispinosa</i> Crespon, 1844	246
<i>Gasterosteus semiarmatus</i> Cuvier, 1829	246
<i>Gasterosteus semiloricatus</i> Cuvier, 1829	246
<i>Gasterosteus tetracanthus</i> Cuvier, 1829	246
<i>Girardinus guppii</i> Günther, 1866	242
<i>Girardinus reticulatus</i> (Peters, 1860)	242
<i>Gobio fluviatilis</i> Cuvier, 1842	190
<i>Gobio fluviatilis cynocephalus</i> Dybowski, 1869	190
<i>Gobio fluviatilis</i> Fleming, 1828	190
<i>Gobio fluviatilis lepidolaemus</i> Kessler, 1872	190
<i>Gobio gobio</i> (Linnaeus, 1758)	190
<i>Gobio gobio acutipinnatus</i> Menschikov, 1938	190
<i>Gobio gobio albanicus</i> Oliva, 1961	190
<i>Gobio gobio balcanicus</i> Dimovski & Grupche, 1977	190
<i>Gobio gobio brevicirris</i> Berg, 1914	190
<i>Gobio gobio brevicirris</i> Fowler, 1976	190
<i>Gobio gobio bulgarica</i> Drensky, 1926	190
<i>Gobio gobio carpathicus</i> Vladykov, 1925	190
<i>Gobio gobio feraeensis</i> Stephanidis, 1973	190
<i>Gobio gobio gymnostethus</i> Ladiges, 1960	190
<i>Gobio gobio holurus</i> Fowler, 1976	190
<i>Gobio gobio insuyanus</i> Ladiges, 1960	190
<i>Gobio gobio intermedius</i> Battalgi, 1944	190
<i>Gobio gobio katopyga</i> Berg, 1914	190
<i>Gobio gobio kovatschevi</i> Chichkoff, 1937	190
<i>Gobio gobio krymensis</i> Banarescu & Nalbant, 1973	190
<i>Gobio gobio lepidolaemus</i> Kessler, 1872	190
<i>Gobio gobio longicirris</i> Berg, 1914	190
<i>Gobio gobio magnocapitata</i> Gundrizer, 1967	190
<i>Gobio gobio microlepidotus</i> Battalgi, 1942	190
<i>Gobio gobio muresia</i> Jaszfalusi, 1951	190
<i>Gobio gobio nikolskyi</i> Turdakov & Piskarev, 1955	190
<i>Gobio gobio ohridana</i> Karaman, 1924	190
<i>Gobio gobio prosopyga</i> Berg, 1914	190
<i>Gobio gobio sarmaticus</i> Berg, 1949	190
<i>Gobio gobio sibiricus</i> Nikolsky, 1936	190
<i>Gobio latus</i> Ankin, 1905	190

<i>Gobio lepidolaemus caucasica</i> Kamensky, 1901	190
<i>Gobio lepidolaemus</i> Kessler, 1872	190
<i>Gobio obtusirostris</i> Valenciennes, 1842	190
<i>Gobio phoxinoides</i> De la Pylaie, 1835	190
<i>Gobio saxatilis</i> Koch, 1840	190
<i>Gobio vulgaris</i> Heckel, 1836	190
<i>Grystes megastoma</i> Garlick, 1857	259

H

<i>Haridichthys reticulatus</i> (Peters, 1860)	242
<i>Hepsetia boyeri</i> (Risso, 1810)	244
<i>Hepsetia mochon</i> (Cuvier, 1829)	244
<i>Herichthys facetum</i> (Jenyns, 1842)	255
<i>Heros acaroides</i> Hensel, 1870	255
<i>Heros autochthon</i> Günther, 1862	255
<i>Heros jenynsii</i> Steindachner, 1869	255
<i>Heterandria guppyi</i> (Günther, 1866)	242
<i>Heterandria holbrooki</i> (Girard, 1859)	240
<i>Heterandria uninotata</i> (non Poey, 1860)	240
Hilaire, 1808	113
<i>Hucho germanorum</i> Günther, 1866	118
<i>Hucho hucho</i> (Linnaeus, 1758)	118
<i>Hucho hucho</i> (Linnaeus, 1758)	118
<i>Huro nigricans</i> Cuvier, 1828	259
<i>Huro salmoides</i> (Lacepède, 1802)	259
<i>Hydrargira ornata</i> Le Sueur, 1817	235
<i>Hydrargyra hispanica</i> Valenciennes in Cuvier & Valenciennes, 1846	237

I

<i>Iberocypris palaciosi</i> Doadrio, 1980	208
<i>Ictalurus melas</i> (Rafinesque, 1820)	224
<i>Ictalurus melas melas</i> (Rafinesque, 1820)	224
<i>Ictalurus punctatus</i> (Rafinesque, 1818)	226
<i>Ictalurus puntatus</i> (Rafinesque, 1818)	226
<i>Ichthyocoris pollini</i> Bonaparte, 1846	252
<i>Ichthyocoris varus</i> Gervais, 1859	252

L

<i>Labrus salmoides</i> Lacepède, 1802	259
<i>Lampetra ayresi</i> (non Günther, 1870)	100
<i>Lampetra fluviatilis ladogensis</i> Ivanova-Berg, 1966	100
<i>Lampetra fluviatilis</i> Linnaeus, 1758	100
<i>Lampetra fluviatilis praecox</i> Berg, 1932	100
<i>Lampetra fluviatilis typica</i> Berg, 1931	100
<i>Lampetra marina</i> Malm, 1863	104
<i>Lampetra opisthodon</i> Gratzianow, 1907	100
<i>Lampetra planeri</i> (Bloch, 1784)	102

<i>Lebias calaritana</i> (Cuvier, 1829)	230
<i>Lebias calaritanus</i> (Cuvier, 1829)	230
<i>Lebias caleritana</i> (Cuvier, 1829)	230
<i>Lebias fasciata</i> Valenciennes, 1821	230
<i>Lebias flava</i> Costa, 1838	230
<i>Lebias lineatopunctata</i> Wagner, 1828	230
<i>Lebias nigropunctata</i> Schinz, 1840	230
<i>Lebias sarda</i> Wagner, 1828	230
<i>Lebistes poeciloides</i> De Filippi, 1861	242
<i>Lebistes poeciloides</i> De Filippi, 1861	242
<i>Lebistes reticulatus</i> (Peters, 1860)	242
<i>Lepomis gibbosus</i> (Linnaeus, 1758)	257
<i>Lepomis gibbosus</i> (Linnaeus, 1758)	257
<i>Leptocephalus brevirostris</i> Kaup, 1856	115
<i>Leuciscus (Leucos) alburnoides</i> Steindachner, 1866	200
<i>Leuciscus (Leucos) arcasii</i> (Steindachner, 1866)	167
<i>Leuciscus albiensis</i> Valenciennes, 1844	205
<i>Leuciscus alburnellus</i> Martens, 1857	139
<i>Leuciscus alburnoides</i> Steindachner, 1866	200
<i>Leuciscus alburnus</i> (Linnaeus, 1758)	139
<i>Leuciscus apollonitis</i> Richardson, 1857	198
<i>Leuciscus arcasii</i> (Steindachner, 1866)	167
<i>Leuciscus arrigonis</i> Steindachner, 1866	170
<i>Leuciscus auratus</i> Mauduyt, 1849-51	165
<i>Leuciscus carolitertii</i> Doadrio, 1987	203
<i>Leuciscus cephalus cabeda</i> Risso, 1827	203
<i>Leuciscus cephalus</i> Linnaeus, 1758	205
<i>Leuciscus cephalus pyrenaicus</i> Günther, 1868	210
<i>Leuciscus cephalus ujtakensis</i> Lukasch, 1925	205
<i>Leuciscus cii</i> Richardson, 1856	205
<i>Leuciscus chub pictava</i> De la Pylaie, 1835	205
<i>Leuciscus decipiens</i> Agassiz, 1835	196
<i>Leuciscus dolabratus</i> Valenciennes, 1844	139
<i>Leuciscus erythrophthalmus</i> (Linnaeus, 1758)	198
<i>Leuciscus frigidus</i> Valenciennes, 1844	205
<i>Leuciscus gobio</i> (Linnaeus, 1758)	190
<i>Leuciscus heckelii</i> Nordmann, 1840	196
<i>Leuciscus jurintii</i> Dybowski, 1862	196
<i>Leuciscus latifrons</i> Nilsson, 1855	205
<i>Leuciscus lemmingii</i> Steindachner, 1866	174
<i>Leuciscus lividus</i> Heckel, 1843	196
<i>Leuciscus palaciosi</i> (Doadrio, 1980)	208
<i>Leuciscus pallens</i> Blanchard, 1866	196
<i>Leuciscus pausingeri</i> Heckel, 1843	196
<i>Leuciscus pigus dojranensis</i> Karaman, 1928	196
<i>Leuciscus prasinus</i> Agassiz, 1835	196
<i>Leuciscus pyrenaicus</i> Günther, 1868	210
<i>Leuciscus rutiloides</i> Selys-Longchamps, 1842	196
<i>Leuciscus rutilus</i> (Linnaeus, 1758)	196
<i>Leuciscus rutilus aurata</i> Fatio, 1882	196
<i>Leuciscus rutilus auratus</i> Yakovlev, 1873	196
<i>Leuciscus rutilus bolmensis</i> Malm, 1877	196
<i>Leuciscus rutilus caspicus</i> Yakovlev, 1870	196
<i>Leuciscus rutilus communis</i> Rossikov, 1895	196
<i>Leuciscus rutilus communis</i> Yakovlev, 1873	196
<i>Leuciscus rutilus crassa</i> Fatio, 1882	196

<i>Leuciscus rutilus daugawensis</i> Dybowski, 1862	196
<i>Leuciscus rutilus elata</i> Fatio, 1882	196
<i>Leuciscus rutilus elongata</i> Fatio, 1882	196
<i>Leuciscus rutilus erytraea</i> Antipa, 1909	196
<i>Leuciscus rutilus fluviatilis</i> Yakovlev, 1873	196
<i>Leuciscus rutilus terekensis</i> Rossikov, 1895	196
<i>Leuciscus rutilus vobla</i> Dikson, 1909	196
<i>Leuciscus rutilus wobla</i> Grimm, 1896	196
<i>Leuciscus scardafa</i> Bonaparte, 1837	198
<i>Leuciscus selysii</i> Selys-Longchamps, 1842	196
<i>Leucos arcasii</i> (Steindachner, 1866)	167
<i>Leucos cenisophius</i> Bonaparte, 1841	196
<i>Leucos cenisophius</i> Bonaparte, 1845	196
<i>Leucos pigulus</i> Bonaparte, 1844	196
<i>Luccijs vorax</i> Rafinesque, 1810	134
<i>Lucioperca linnei</i> Malm, 1877	263
<i>Lucioperca lucioperca</i> (Linnaeus, 1758)	263
<i>Lucioperca sandra</i> Cuvier, 1828	263
<i>Lucius lucius</i> (Linnaeus, 1758)	134

M

<i>Micromugil macrogaster</i> Gulia, 1861	230
<i>Micromugil timidus</i> Gulia, 1861	230
<i>Micropterus salmoides</i> (Lacepède, 1802)	259
<i>Micropterus salmoides</i> (Lacépède, 1802)	259
<i>Muraena anguilla</i> Linnaeus, 1758	115
<i>Muraena anguilla maculata</i> Chiereghini, 1872	115
<i>Muraena oxyrhina</i> Ekström, 1831	115
<i>Muraena platyrhina</i> Ekström, 1831	115

N

<i>Nemacheilus barbatulus</i> (Linnaeus, 1758)	222
<i>Nemacheilus barbatulus anglicana</i> Bacescu-Mester, 1967	222
<i>Nemacheilus barbatulus blackiana</i> Bacescu-Mester, 1967	222
<i>Nemacheilus barbatulus erythrinna</i> Berg, 1933	222
<i>Nemacheilus barbatulus toni</i> (Dybowski, 1869)	222
<i>Nemacheilus sibiricus</i> Gratzianov, 1907	222
<i>Nemacheilus toni</i> (Dybowski, 1869)	222
<i>Nemachilus barbatulus</i> Linnaeus, 1758	222
<i>Nemachilus barbatulus toni</i> (Dybowski, 1869)	222
<i>Nemachilus barbatulus vardarensis</i> Karaman, 1928	222
<i>Nemachilus sturanyi</i> Steindachner, 1892	222
<i>Noemacheilus barbatulus</i> (Linnaeus, 1758)	222
<i>Noemacheilus barbatulus hispanica</i> Bacescu-Mester, 1967	222
<i>Noemacheilus barbatulus quignardi</i> Bacescu-Mester, 1967	222
<i>Noemacheilus barbulatus</i> Linnaeus, 1758	222
<i>Noemacheilus toni</i> (Dybowski, 1869)	222

O

<i>Oceanomyzon wilsoni</i> Fowler, 1908	104
<i>Oncorhynchus kamloops</i> Jordan, 1892	122
<i>Oncorhynchus kisutch</i> (Walbaum, 1792)	120
<i>Oncorhynchus kisutch</i> Walbaum, 1792	120
<i>Oncorhynchus milkschutsch</i> (Walbaum, 1792)	120
<i>Oncorhynchus mykiss</i> (Walbaum, 1792)	122
<i>Oncorhynchus mykiss</i> (Walbaum, 1792)	122
<i>Oncorhynchus mykiss nelsoni</i> Evermann, 1908	122
<i>Onchorrhynchus mykiss</i> (Walbaum, 1792)	122
<i>Orthrias barbatulus</i> (Linnaeus, 1758)	222

P

<i>Parasalmo mykiss</i> (Walbaum, 1792)	122
<i>Perca fluviatilis aurea</i> Smitt, 1892	261
<i>Perca fluviatilis gibba</i> Smitt, 1892	261
<i>Perca fluviatilis gracilis</i> Pokrovsky, 1951	261
<i>Perca fluviatilis intermedius</i> Svetovidov & Dorofeyeva, 1963	261
<i>Perca fluviatilis</i> Linnaeus, 1758	261
<i>Perca fluviatilis</i> Linnaeus, 1758	261
<i>Perca fluviatilis macedonica</i> Karaman, 1924	261
<i>Perca fluviatilis maculata</i> Smitt, 1892	261
<i>Perca fluviatilis nigrescens</i> Heckel, 1837	261
<i>Perca fluviatilis phragmiteti</i> Berg, 1933	261
<i>Perca fluviatilis zaissanica</i> Dianov, 1955	261
<i>Perca gibbosa</i> Linnaeus, 1758	257
<i>Perca helvetica</i> Gronow, 1854	261
<i>Perca italica</i> Cuvier, 1828	261
<i>Perca lucioperca</i> Linnaeus, 1758	263
<i>Perca nigricans</i> (Cuvier, 1828)	259
<i>Perca vulgaris aurata</i> Fitzinger, 1832	261
<i>Perca vulgaris</i> Fitzinger, 1832	261
<i>Perca vulgaris</i> Schaeffer, 1761	261
<i>Perca vulgaris</i> Schrank, 1792	261
<i>Petromyzon adriaticus</i> Nardo, 1847	104
<i>Petromyzon americanus</i> Lesueur, 1818	104
<i>Petromyzon anomalum</i> De la Pylaie, 1835	102
<i>Petromyzon argenteus</i> Bloch, 1795	100
<i>Petromyzon argenteus</i> Nardo, 1847	100
<i>Petromyzon bairdii</i> Gill, 1883	104
<i>Petromyzon bicolor</i> Shaw, 1804	102
<i>Petromyzon branchialis</i> Linnaeus, 1758	100
<i>Petromyzon caecus</i> Couch, 1823	102
<i>Petromyzon concolor</i> Wright, 1892	104
<i>Petromyzon fluviatilis larvalis</i> Smitt, 1893-95	102
<i>Petromyzon fluviatilis</i> Linnaeus, 1758	100
<i>Petromyzon fluviatilis major</i> Smitt, 1895	100
<i>Petromyzon fluviatilis minor</i> Smitt, 1895	102
<i>Petromyzon jurae</i> McCulloch, 1819	100
<i>Petromyzon lampetra</i> Pallas, 1814	104
<i>Petromyzon macrops</i> Blainville, 1825	100

<i>Petromyzon maculosus</i> Gronow, 1854	104
<i>Petromyzon marinus dorsatus</i> Wilder, 1883	104
<i>Petromyzon marinus</i> Linnaeus, 1758	104
<i>Petromyzon marinus unicolor</i> Gage, 1928	104
<i>Petromyzon maximus</i> Cuvier, 1816	104
<i>Petromyzon niger</i> Lacepède, 1802	102
<i>Petromyzon nigricans</i> Lesueur, 1818	104
<i>Petromyzon omalii</i> Beneden, 1857	100
<i>Petromyzon planeri</i> Bloch, 1784	102
<i>Petromyzon plumbeus</i> Shaw, 1804	102
<i>Petromyzon pricka</i> Lacepède, 1798	100
<i>Petromyzon ruber</i> Lacepède, 1800	104
<i>Petromyzon sanguisuga</i> Lacepède, 1800	100
<i>Petromyzon septoeuil</i> Lacepède, 1802	102
<i>Phoxinellus hispanicus</i> (Steindachner, 1866)	141
<i>Phoxinus csikii</i> Hankó, 1922	193
<i>Phoxinus czekanowskii sedelnikowi</i> Berg, 1908	193
<i>Phoxinus hispanicus</i> Steindachner, 1866	141
<i>Phoxinus laevis balchaschana</i> Kessler, 1879	193
<i>Phoxinus laevis</i> Fitzinger, 1832	193
<i>Phoxinus laevis mikrosquamatus</i> Kashchenko, 1899	193
<i>Phoxinus laevis ujmonensis</i> Kashchenko, 1899	193
<i>Phoxinus lagowskii sedelnikowi</i> Berg, 1908	193
<i>Phoxinus marsilii</i> Heckel, 1836	193
<i>Phoxinus montanus</i> Ogérien, 1863	193
<i>Phoxinus phoxinus</i> (Linnaeus, 1758)	193
<i>Phoxinus phoxinus carpathicus</i> Popescu-Gorji & Dumitriu, 1950	193
<i>Phoxinus phoxinus colchicus</i> Berg, 1910	193
<i>Phoxinus phoxinus strandjae</i> Drensky, 1926	193
<i>Phoxinus phoxinus ujmonensis</i> Kashchenko, 1899	193
<i>Phoxinus rivularis</i> Pallas, 1773	193
<i>Phoxinus saposchnikowi</i> Kashchenko, 1899	193
<i>Phoxinus sedelnikowi</i> Berg, 1908	193
<i>Phoxinus varius</i> Perty, 1832	193
<i>Poecilia calaritana</i> Cuvier, 1829	230
<i>Poecilia reticulata</i> Peters, 1860	242
<i>Poecilia reticulata</i> Peters, 1860	242
<i>Poecilia reticulatus</i> Peters, 1859	242
<i>Poecilioides reticulatus</i> (Peters, 1859)	242
<i>Pomotis vulgaris</i> Cuvier, 1829	257
<i>Pseudophoxinus hispanicus</i> (Steindachner, 1866)	141

R

<i>Rutilus alburnoides</i> Steindachner, 1866	200
<i>Rutilus arcasi</i> (Steindachner, 1866)	167
<i>Rutilus arcasii</i> (Steindachner, 1866)	167
<i>Rutilus beckelii</i> (Nordmann, 1840)	196
<i>Rutilus lemmingi</i> (Steindachner, 1866)	174
<i>Rutilus lemmingii</i> (Steindachner, 1866)	174
<i>Rutilus rubilio arcasi</i> (Steindachner, 1866)	167
<i>Rutilus rutilus</i> (Linnaeus, 1758)	196
<i>Rutilus rutilus aralensis</i> Berg, 1916	196
<i>Rutilus rutilus bucharensis</i> Nikolsky, 1933	196

<i>Rutilus rutilus carpathorossicus</i> Vladykov, 1930	196
<i>Rutilus rutilus frici</i> Misik, 1957	196
<i>Rutilus rutilus goplensis</i> Stangenberg, 1938	196
<i>Rutilus rutilus</i> Linnaeus, 1758	196
<i>Rutilus rutilus mariza</i> Drensky, 1926	196
<i>Rutilus rutilus schelkovnikovi</i> Derjavin, 1926	196
<i>Rutilus rutilus sucharensis</i> Stangenberg, 1938	196
<i>Rutilus rutilus uzboicus</i> Berg, 1932	196
<i>Rutilus rutilus vegariticus</i> Stephanidis, 1950	196

S

<i>Salar ausonii alenciennes</i> , 1848	129
<i>Salar ausonii parcepunctata</i> Heckel & Kner, 1858	129
<i>Salar ausonii semipunctata</i> Heckel & Kner, 1858	129
<i>Salar bailloni</i> Valenciennes, 1848	129
<i>Salar gaimardi</i> Valenciennes, 1848	129
<i>Salar spectabilis</i> Valenciennes, 1848	129
<i>Salaria fluviatilis</i> (Asso 1801)	252
<i>Salaria fluviatilis</i> (Asso, 1801)	252
<i>Salaris fluviatilis</i> (Asso, 1801)	252
<i>Salaris varus</i> Risso, 1827	252
<i>Salmo albus</i> Bonnaterre, 1788	129
<i>Salmo albus</i> Walbaum, 1792	129
<i>Salmo brachypoma</i> Günther, 1866	129
<i>Salmo brevipes</i> Smitt, 1882	125
<i>Salmo caecifer</i> Parnell, 1838	129
<i>Salmo caerulescens</i> Schmidt, 1795	125
<i>Salmo cambricus</i> Donovan, 1806	129
<i>Salmo canadensis</i> Griffith & Smith, 1834	132
<i>Salmo caspius</i> Kessler, 1877	129
<i>Salmo cornubiensis</i> Walbaum, 1792	129
<i>Salmo cumberland</i> Lacepède, 1803	129
<i>Salmo eriox</i> Linnaeus, 1758	129
<i>Salmo estuarius</i> Knox, 1854	129
<i>Salmo fario</i> Linnaeus, 1758	129
<i>Salmo fario loensis</i> Walbaum, 1792	129
<i>Salmo fario major</i> Walecki, 1863	129
<i>Salmo faris forestensis</i> Bloch, 1801	129
<i>Salmo fontinalis</i> Mitchill, 1814	132
<i>Salmo gadoides</i> Lacepède, 1803	129
<i>Salmo gairdneri irideus</i> Gibbons, 1855	122
<i>Salmo gairdneri</i> Richardson, 1836	122
<i>Salmo gairdneri sbasta</i> Jordan, 1894	122
<i>Salmo gairdnerii gairdnerii</i> Richardson, 1836	122
<i>Salmo gairdnerii irideus</i> Gibbons, 1855	122
<i>Salmo gairdnerii</i> Richardson, 1836	122
<i>Salmo gallivensis</i> Günther, 1866	129
<i>Salmo gilberti</i> Jordan, 1894	122
<i>Salmo goedenii</i> Bloch, 1784	125
<i>Salmo gracilis</i> Couch, 1865	125
<i>Salmo hamatus</i> Cuvier, 1829	125
<i>Salmo hardinii</i> Günther 1866	125
<i>Salmo hucho</i> Linnaeus, 1758	118

<i>Salmo hudsonicus</i> Suckley, 1861	132
<i>Salmo iridea</i> Gibbons, 1855	122
<i>Salmo irideus argentatus</i> Bajkov, 1927	122
<i>Salmo irideus</i> Gibbons, 1855	122
<i>Salmo islayensis</i> Thomson, 1873	129
<i>Salmo kamloops</i> (Jordan, 1892)	122
<i>Salmo kamloops whitehousei</i> Dymond, 1931	122
<i>Salmo kisutch</i> Walbaum, 1792	120
<i>Salmo lacustris rhenana</i> Fatio, 1890	129
<i>Salmo lacustris romanovi</i> Kawraisky, 1896	129
<i>Salmo lacustris septentrionalis</i> Fatio, 1890.1	129
<i>Salmo levenensis</i> Yarrell, 1839	129
<i>Salmo masoni</i> Suckley, 1860	122
<i>Salmo mistops</i> Günther, 1866	129
<i>Salmo montana</i> Walker, 1812	129
<i>Salmo mykiss</i> Walbaum, 1792	122
<i>Salmo nelsoni</i> Evermann, 1908	122
<i>Salmo nobilis</i> Olafsen, 1772	125
<i>Salmo nobilis</i> Pallas, 1814	125
<i>Salmo ocla</i> Nilsson 1832	125
<i>Salmo orcadensis</i> Günther, 1866	129
<i>Salmo orientalis</i> McClelland, 1842	129
<i>Salmo phinoc</i> Shaw, 1804	129
<i>Salmo polyosteus</i> Günther, 1866	129
<i>Salmo purpuratus</i> Pallas, 1814	122
<i>Salmo renatus</i> Lacépède, 1803	125
<i>Salmo rilla</i> Lacépède 1803	125
<i>Salmo rivularis</i> Ayres, 1855	122
<i>Salmo rivularis kamloops</i> (Jordan, 1892)	122
<i>Salmo rivularis</i> Pallas, 1773	193
<i>Salmo salar biennis</i> Berg, 1912	125
<i>Salmo salar brevipes relictus</i> Berg, 1932	125
<i>Salmo salar brevipes</i> Smitt, 1882	125
<i>Salmo salar europaeus</i> Payne, Child y Forrest, 1971	125
<i>Salmo salar lacustris</i> Hardin, 1862	125
<i>Salmo salar</i> Linnaeus 1758	125
<i>Salmo salar</i> Linnaeus, 1758	125
<i>Salmo salar saimensis</i> Seppovaara, 1962	125
<i>Salmo salmo</i> Valenciennes, 1848	125
<i>Salmo salmulus</i> Walbaum, 1792	125
<i>Salmo saxatilis</i> Paula Schrank, 1798	129
<i>Salmo spurius</i> Pallas, 1814	129
<i>Salmo stellatus</i> (Girard, 1856)	122
<i>Salmo stroemii</i> Gmelin, 1788	129
<i>Salmo sylvaticus</i> Gmelin, 1788	129
<i>Salmo taurinus</i> Walker, 1812	129
<i>Salmo truncatus</i> Suckley, 1859	122
<i>Salmo trutta abanticus</i> Tortonese, 1954	129
<i>Salmo trutta caspius</i> Kessler, 1877	129
<i>Salmo trutta ciscaucasicus</i> Dorofeyeva, 1967.1	129
<i>Salmo trutta ezenami</i> Berg, 1948	129
<i>Salmo trutta</i> Linnaeus, 1758	129
<i>Salmo tsuppitch</i> Richardson, 1836	120
<i>Salvelinus fontinalis</i> (Mitchell, 1815)	132
<i>Salvelinus fontinalis</i> (Mitchell, 1814)	132
<i>Salvelinus timagamiensis</i> Henn & Rinckenbach, 1925	132

<i>Sander lucioperca</i> (Linnaeus, 1758)	263
<i>Sander lucioperca</i> (Linnaeus, 1758)	263
<i>Scardinius crocophthalmus</i> Walecki, 1863	198
<i>Scardinius dergle</i> Heckel & Kner, 1858	198
<i>Scardinius erythrophthalmus</i> (Linnaeus, 1758)	198
<i>Scardinius erythrophthalmus</i> (Linnaeus, 1758)	198
<i>Scardinius erythrophthalmus</i> (Linnaeus, 1758)	198
<i>Scardinius erythrophthalmus acbrus</i> Stephanidis, 1950	198
<i>Scardinius erythrophthalmus dojranensis</i> Karan, 1924	198
<i>Scardinius erythrophthalmus racovitzai</i> Müller, 1958	198
<i>Scardinius erythrophthalmus rutiloides</i> Vladykov, 1931	198
<i>Scardinius hesperidicus</i> Bonaparte, 1845	198
<i>Scardinius macrophthalmus</i> Heckel & Kner, 1858	198
<i>Scardinius platizza</i> Bonaparte, 1846	198
<i>Scardinius plotizza</i> Heckel & Kner, 1858.3	198
<i>Scardinius racovitzai</i> Müller, 1958.3	198
<i>Scardinius scardafa</i> (Bonaparte, 1832)	198
<i>Scardinius scardafa ohridana</i> Vladyko & Petit, 1930	198
<i>Schizophallus holbrooki</i> (Girard, 1859)	240
<i>Silurus glanis</i> Linnaeus, 1758	228
<i>Silurus glanis aralensis</i> Kessler, 1872	228
<i>Silurus glanis</i> Linnaeus, 1758	228
<i>Silurus glanis</i> Linnaeus, 1758	228
<i>Silurus melas</i> Rafinesque, 1820	224
<i>Silurus punctatus</i> Rafinesque, 1818	226
<i>Silurus silurus</i> Wulff, 1765.5	228
<i>Squalius alburnoides</i> (Steindachner, 1866)	200
<i>Squalius carolitertii</i> (Doadrio, 1987)	203
<i>Squalius cephalus</i> (Linnaeus, 1758)	205
<i>Squalius cephalus athurensis</i> Roule & Cardaillac de Saint-Paul, 1903	205
<i>Squalius clathratus</i> Blanchard, 1866	205
<i>Squalius meridionalis</i> Blanchard, 1866	205
<i>Squalius meunier</i> Heckel, 1852	205
<i>Squalius palaciosi</i> (Doadrio, 1980)	208
<i>Squalius pyrenaicus</i> (Günther, 1868)	210
<i>Squalius turcicus</i> Filippi, 1865	205
<i>Squalius turcicus platycephala</i> Kamenskii, 1897	205
<i>Stizostedion lucioperca</i> (Linnaeus, 1758)	263
<i>Sturio accipenser</i> Strøm, 1784	107
<i>Sturio vulgaris</i> Brusina, 1902	107
<i>Syngnathus abaster ganzirrensis</i> D'Ancona, 1934	265
<i>Syngnathus abaster ganzirriensis</i> D'Ancona, 1934	265
<i>Syngnathus abaster</i> Risso, 1827	265
<i>Syngnathus agassiz</i> Michahelles, 1829	265
<i>Syngnathus agassizii</i> Michahelles, 1829	265
<i>Syngnathus algeriensis</i> Günther, 1870	265
<i>Syngnathus anguisigola</i> Nardo, 1847	265
<i>Syngnathus bucculentus</i> Rathke, 1837	265
<i>Syngnathus caspius</i> Eichwald, 1831	265
<i>Syngnathus ethon aeolicus</i> Di Caporiacco, 1948	265
<i>Syngnathus ethon</i> Risso, 1827	265
<i>Syngnathus flavescens</i> Kaup, 1856	265
<i>Syngnathus microchirus</i> Moreau, 1891	265
<i>Syngnathus nigrolineatus</i> Eichwald, 1831	265
<i>Syngnathus nigrolineatus maeoticus</i> Slastenenko, 1938	265

T

<i>Tinca aurea</i> Gmelin, 1788	213
<i>Tinca communis</i> Swaison, 1839	213
<i>Tinca chrysis</i> Fitzinger, 1832	213
<i>Tinca italica</i> Bonaparte, 1836	213
<i>Tinca limosa</i> Koch, 1840	213
<i>Tinca linnei</i> Malm, 1877	213
<i>Tinca tinca</i> (Linnaeus, 1758)	213
<i>Tinca vulgaris</i> (non Valenciennes, 1842)	213
<i>Tinca vulgaris cetellae</i> Segre, 1904	213
<i>Tinca vulgaris</i> Fleming, 1828	213
<i>Tinca vulgaris maculata</i> Costa, 1838	213
<i>Trematina foveolata</i> Trautschold, 1884	134
<i>Tropidophoxinellus alburnoides</i> Steindachner, 1866	200
<i>Trutta fluviatilis</i> Duhamel, 1771	129
<i>Trutta marina</i> Duhamel, 1771	129
<i>Trutta marina</i> Moreau, 1881	129
<i>Trutta relictata</i> Malmgren, 1863	125
<i>Trutta salar</i> (Linnaeus, 1758)	125
<i>Trutta salmanata</i> Ströhm, 1784	129
<i>Trutta salmonata</i> Rutton, 1772	129

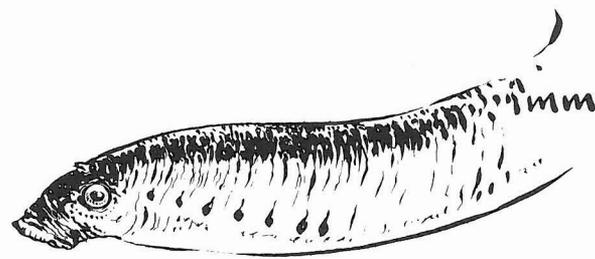
V

<i>Valencia hispanica</i> Valenciennes in Cuvier & Valenciennes, 1846	237
<i>Valencia lozanoi</i> Gomez Caruana, Peiro Gomez & Sánchez Artal, 1984	235

Z

<i>Zygonectes atrilatus</i> Jordan & Brayton, 1878	240
--	-----

Índices de Nombres Comunes





A

Abixoi txikia	244
Aguja de río	265
Agulla de riu	265
Aintzira-mazkarra	218
Alburno	139
Amuarrain arrunta	129
Anguila	115
Arrain hiruarantza	246
Astuna	113

B

Bagra	205
Bagre	205
Barb comú	150
Barb cua-roig	155
Barb de muntanya	158
Barb roig	193
Barbo arrunta	144
Barbo cabecicorto	160
Barbo colirrojo	155
Barbo comizo	147
Barbo común	144
Barbo de cabeça pequena	160
Barbo de Graells	150
Barbo de montaña	158
Barbo do sul	162
Barbo europarra	162
Barbo gitano	162
Barbo iberiarra	147
Barbo mediterráneo	153
Barbo mediterraniarra	158
Bavosa de riu	252
Bermejuela	167
“Black-bass”	259
Boga de boca arqueada	174
Boga de río	179
Boga del Duero	172

Boga del Guadiana	184
Boga do Douro	172
Boga do Guadiana	184
Boga de río	179
Bogardilla	208
Bordallo	203
Brema blanca	137
Burtaina	249

C

Caboz-de-água-doce	252
Cacho	210
Calandino	200
Carpa	187
Cavilat	249
Chanchito	255
Txipa	193
Coho	120
Colmilleja del Alagón	220
Colmilleja	218
Cumba	147

E

Enguia	115
Erreka-lanproia	102
Errutilo andalusiarrá	200
Errutilo ezkatanitza	174
Errutilo hegatsgorria	167
Escalo do Norte	203
Escalo do sul	210
Escalo	203
Esgana-gata	246
Espinós	246
Epinoso	246
Esturió	107
Esturión	107
Esturjao	107
Ezkailua	193

F

Fartet iberiarra	232
Fartet oriental	230
Fartet	232
Fraile	252
Fúndulo	235

G

Gaizkata	107
Gambusia	240
Gardí	198
Gobi	190
Gobio	190
Góbio	190
Gobioa	190
Guerxa	110
Gupi	242

H

Haasi barboa	155
Hegoaldeko katxoa	210

I

Ibai aingira	115
Ibai Kabuxa	252
Ibai lanproia	100
Iparraldeko katxoa	205
Itsas-lanproia	104
Izokin arrunta	125

J

Jarabugo	141
Jovell	244

K

Kodaka	110
--------------	-----

L

Lamprea de arroyo	102
Lamprea de río	100
Lamprea marina	104
Lamprea	104
Lamprehuela	216
Lampreia de río	100
Lampreia	104
Lampreia-pequeña	102

Lampresa de mar	104
Llop	222
Llopet de riu	218
Llopet ibèric	216
Lobo de río	222
Loina iberiarra	179
Loina txikia	177
Loina txikia	182
Loina	170
Lucio	134
Lucioperca	263

M

Madrija	182
Madrilla	177
Madrilleta	167
Mazkar arantzaduna	216
Mazkar arantzagabea	222
Mendi-barboa	150
Morito	193

O

Ordalo	200
--------------	-----

P

Panjorca	167
Pardilla	174
Peixe	167
Peixe-rei do mediterráneo.	244
Pejerrey	244
Perca americana	259
Perca de río	261
Pez Gato punteado	226
Pez Gato negro	224
Pez rojo	165
Pez Sol	257
Piscardo	193

R

Rutilo	196
---------------------	-----

S

Sábalo	110
Saboga	113
Salmao	125
Salmó	125
Salmón del Danubio	118
Salmón del Pacífico	120
Salmón	125
Salvelino	132
Samaruc	237
Samarugo	141
Sável	110
Savela	113
Savelha	113
Siluro	228
Sollo	107

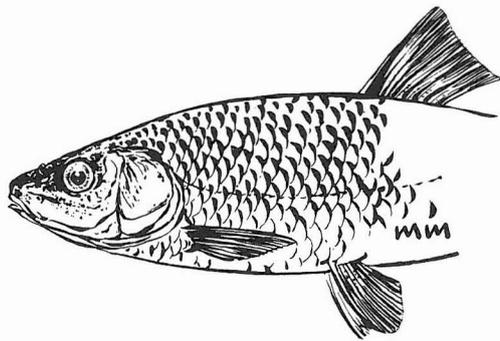
T

Tenca	213
Tenka	213
Troita	129
Trucha arco-iris	122
Trucha común	129
Truita	129
Truta	129

V

Valencia	237
Verdema	218
Verdma-do-norte	216

Categorías de Amenaza de la UICN





Extinto (EX)

Un taxón está Extinto cuando no queda duda alguna que el último individuo existente ha muerto.

Extinto en Estado Silvestre (EW)

Un taxón está extinto en estado silvestre cuando solo sobrevive en cultivo, en cautiverio o como población (o poblaciones) naturalizadas completamente fuera de su distribución original. Un taxón se presume extinto en estado silvestre cuando relevamientos exhaustivos en sus hábitats conocidos y/o esperados, en los momentos apropiados (diarios, estacionales, anuales), a lo largo de su distribución histórica, han fracasado en detectar un individuo. Los relevamientos deberán ser realizados en períodos de tiempo apropiados al ciclo de vida y formas de vida del taxón.

En Peligro Crítico (CR)

Un taxón está en Peligro Crítico cuando enfrenta un riesgo extremadamente alto de extinción en estado silvestre en el futuro inmediato, según queda definido por cualquiera de los criterios (A a E) del apartado V para la categoría En Peligro Crítico.

En Peligro (EN)

Un taxón está En Peligro cuando no está en Peligro Crítico pero está enfrentando un muy alto riesgo de extinción en estado silvestre en el futuro cercano, según queda definido por cualquiera de los criterios (A a D) del capítulo V apartado En Peligro (EN) y Vulnerable (VU).

Vulnerable (VU)

Un taxón es Vulnerable cuando no está en Peligro Crítico o En Peligro pero enfrenta un alto riesgo de extinción en estado silvestre a mediano plazo, según queda definido por cualquiera de los criterios (A a E) del capítulo V apartado Vulnerable (VU).

Menor Riesgo (LR)

Un taxón es de Menor Riesgo cuando, habiendo sido evaluado, no satisfizo a ninguna de las categorías de Peligro Crítico, En Peligro o Vulnerable; y no es Datos insuficientes. Los taxones incluidos en la categoría de Menor Riesgo, pueden ser divididos en tres subcategorías:

1. **Dependiente de la Conservación (dc).** Taxones que son el centro de un programa continuo de conservación de especificidad taxonómica o especificidad de hábitat, dirigido al taxón en cuestión, de cuya cesación resultaría en que, dentro de un periodo de cinco años, el taxón califique para alguna de categorías de amenaza antes citadas.
2. **Casi Amenazado (ca).** Taxones que no pueden ser calificados como Dependientes de la Conservación, pero que se aproximan a ser calificados como Vulnerables.
3. **Preocupación Menor (pm).** Taxones que no califican para Dependiente de la Conservación o Casi Amenazado.

Datos Insuficientes (DD)

Un taxón pertenece a la categoría Datos Insuficientes cuando la información es inadecuada para hacer una evaluación, directa o indirecta, de su riesgo de extinción en base a la distribución y/o condición

de la población. Un taxón en esta categoría puede estar bien estudiado, y su biología estar bien conocida, pero se carece de datos apropiados sobre la abundancia y/o distribución. Datos Insuficientes no es por lo tanto una categoría de amenaza o de Menor Riesgo. Al incluir un taxón en esta categoría se indica que se requiere más información, y reconoce la posibilidad que investigaciones futuras mostrarán que una clasificación de amenazada puede ser apropiada. Es importante hacer un uso real de todos los datos disponibles. En muchos casos habrá que tener mucho cuidado en elegir entre Datos Insuficientes y la condición de amenazado. Si se sospecha que la distribución de un taxón está relativamente circunscrita, y si ha transcurrido un período considerable de tiempo desde el último registro del taxón, entonces la condición de amenazado puede estar bien justificada.

No Evaluado (NE)

Un taxón se considera No Evaluado cuando todavía no ha sido evaluado en relación a estos criterios.

Los criterios para las categorías en peligro crítico, el peligro y vulnerable

En Peligro Crítico (CR)

Un taxón está en Peligro Crítico cuando enfrenta un riesgo sumamente alto de extinción en el estado silvestre en un futuro inmediato, como queda definido por cualquiera de los siguientes criterios (**A** hasta **E**)

A. Reducción de la población por cualquiera de las formas siguientes:

- 1.** Una reducción observada, estimada, o inferida en por lo menos un 80% durante los últimos 10 años o 3 generaciones, seleccionando la que sea más larga, basada en cualquiera de los siguientes elementos, los cuales deben ser especificados:
 - a** - observación directa
 - b** - un índice de abundancia apropiado para el taxón
 - c** - una reducción del área de ocupación, extensión de presencia y/o calidad del hábitat
 - d** - niveles de explotación reales o potenciales
 - e** - efectos de taxones introducidos, hibridación patógenos, contaminantes, competidores o parásitos.
- 2.** Una reducción en por lo menos un 80% proyectada o que se sospecha será alcanzada en los próximos 10 años o 3 generaciones, seleccionando la que sea más larga, basada en cualquiera de los puntos **b**, **c**, **d** ó **e** anteriores (los cuales debe ser especificados).

B. Una extensión de presencia estimada como menor de 100 km², y estimaciones de que se están dando por lo menos dos de las siguientes características:

- 1.** Severamente fragmentado o que se sabe sólo existe en una única localidad.
- 2.** En dedicación continua, observada, inferida o proyectada, por cualquiera de los siguientes elementos:
 - a** - extensión de presencia
 - b** - área de ocupación
 - c** - área, extensión y/o calidad de hábitat
 - d** - número de localidades o subpoblaciones
 - e** - número de individuos maduros.
- 3.** Fluctuaciones extremas en cualquiera de los siguientes componentes:
 - a** - extensión de presencia
 - b** - área de ocupación
 - c** - número de localidades o subpoblaciones
 - d** - número de individuos maduros

C. Población estimada en números menores de 250 individuos maduros y cualquiera de los siguientes elementos:

1. En declinación continua estimada en por lo menos un 25% en un periodo de 3 años o en el tiempo de una generación, seleccionando el que sea mayor de los dos, o
2. En declinación continua, observada, proyectada, o inferida, en el número de individuos maduros y con una estructura poblacional de cualquiera de las siguientes formas:
 - a - severamente fragmentada (p. ej. cuando se estima que ninguna población contiene más de 50 individuos maduros)
 - b - todos los individuos están en una única subpoblación.

D. Población estimada en un número menor de 50 individuos maduros.

E. Un análisis cuantitativo muestra que la probabilidad de extinción en el estado silvestre es de por lo menos el 50% dentro de los siguientes 10 años o 3 generaciones, seleccionando el que sea mayor de los dos.

En Peligro (EN)

Un taxón está EN PELIGRO cuando no está en Peligro Crítico pero encara un riesgo muy alto de extinción en el estado silvestre en el futuro cercano, definido por cualquiera de los criterios siguientes (desde A a E):

A. Reducción de la población por cualquiera de las formas siguientes:

1. Una reducción por observación, estimación, inferencia o sospecha de por lo menos el 50% durante los últimos 10 años o tres generaciones, seleccionando la que sea más larga, basada en cualquiera de los siguientes elementos (los cuales deben ser especificados):
 - a - observación directa
 - b - un índice de abundancia apropiado para el taxón
 - c - una reducción del área de ocupación, extensión de presencia y/o calidad del hábitat
 - d - niveles de explotación reales o potenciales
 - e - efectos de taxones introducidos, hibridación, patógenos, contaminantes, competidores o parásitos.
2. Una reducción en por lo menos un 50% proyectadas o que se sospecha será alcanzada en los próximos 10 años o 3 generaciones, seleccionando la que sea más larga, basada en cualquiera de los puntos, **b**, **c**, **d**, ó **e**, anteriores (los cuales deben ser especificados).

B. Una extensión de presencia estimada como menor de 5.000 km² o un área de ocupación estimada como menor de 500 km², y estimaciones de que se están dando por lo menos dos de las siguientes características:

1. Severamente fragmentado o que se sabe sólo existe en no más de cinco localidades.
2. En declive continua observada, inferida o proyectada, por cualquiera de los siguientes elementos:
 - a - extensión de presencia
 - b - área de ocupación
 - c - área, extensión y/o calidad de hábitat
 - d - número de localidades o subpoblaciones
 - e - número de individuos maduros.
3. Fluctuaciones extremas en cualquiera de los siguientes componentes:
 - a - extensión de presencia
 - b - área de ocupación
 - c - número de localidades o subpoblaciones
 - d - número de individuos maduros

C. Población estimada en números menores de 2.500 individuos maduros y cualquiera de los siguientes elementos:

1. En declinación continua estimada en por lo menos un 20% en un periodo de 5 años o en el tiempo de 2 generaciones, seleccionando el que sea mayor de los dos, o
2. En declinación continua observada, proyectada, o inferida en el número de individuos maduros y con una estructura poblacional de cualquiera de las siguientes formas:
 - a - severamente fragmentada (p. ej. cuando se estima que ninguna población contiene más de 250 individuos maduros)
 - b - todos los individuos están en una única subpoblación.

D. Población estimada en un número menor de 250 individuos maduros.

E. Un análisis cuantitativo muestra que la probabilidad de extinción en el estado silvestre es de por lo menos de 20% dentro de los siguientes 20 años o 5 generaciones, seleccionando el que sea mayor de los dos.

Vulnerable (VU)

Un taxón es Vulnerable cuando no está en Peligro Crítico o En Peligro pero está enfrentando un alto riesgo de extinción en estado silvestre en el futuro inmediato, definido por cualquiera de los criterios siguientes (**A** hasta **E**):

A. Reducción de la población por cualquiera de las formas siguientes:

1. Una reducción observada, estimada, o inferida en por lo menos un 20% durante los últimos 10 años o tres generaciones, seleccionando la que sea más larga, basada en cualquiera de los siguientes elementos (los cuales deben ser especificados):
 - a - observación directa
 - b - un índice de abundancia apropiado para el taxón
 - c - una reducción del área de ocupación, extensión de presencia y/o calidad del hábitat
 - d - niveles de taxones introducidos, hibridación, patógenos, contaminantes, competidores o parásitos.
2. Una reducción en por lo menos un 20% proyectada o que se sospecha será alcanzada en los próximos 10 años o 3 generaciones, seleccionando la que sea más larga, basada en cualquiera de los puntos, **b**, **c**, **d** ó **e**, anteriores (los cuales debe ser especificados).

B. Una extensión de presencia estimada como menor de 20.000 km² o un área de ocupación estimada como menor de 2.000 km², y estimaciones de que se están dando por lo menos dos de las siguientes características:

1. Severamente fragmentado o encontrado en no más de diez localidades.
2. En declinación continua, observada inferida o proyectada, por cualquiera de los siguientes elementos:
 - a - extensión de presencia
 - b - área de ocupación
 - c - área, extensión y/o calidad de hábitat
 - d - número de localidades o subpoblaciones
 - e - número de individuos maduros
3. Fluctuaciones extremas en cualquiera de los siguientes componentes:
 - a - extensión de presencia
 - b - área de ocupación
 - c - número de localidades o subpoblaciones
 - d - número de individuos maduros

C. Población estimada en números menores de 10.000 individuos maduros y cualquiera de los siguientes elementos:

1. En declinación continua estimada en por lo menos un 10% en un periodo de 10 años o en el tiempo de tres generaciones, seleccionando el que sea mayor de los dos, o
2. En declinación continua observada, proyectada o inferida, en el número de individuos maduros y con una estructura poblacional de cualquiera de las siguientes formas:
 - a - severamente fragmentada (p. ej. cuando se estima que ninguna subpoblación contiene más de 1.000 individuos maduros)
 - b - todos los individuos están en una única subpoblación.

D. Población muy pequeña o restringida en la forma de cualquiera de las siguientes dos condiciones:

1. Población estimada en números menores e 1.000 individuos maduros.
2. La población está caracterizada por una aguda restricción en su área de ocupación (típicamente menor a 100 km²) o en el número de localidades (típicamente menos de 5). De esta forma dicho taxón tiene posibilidades de ser afectado por las actividades humanas (o por eventos estocásticos, cuyo impacto es agravado por el hombre) dentro de un periodo de tiempo muy corto en un futuro impredecible, y así llegaría a estar en Peligro Crítico o aún Extinto en un tiempo muy breve.

E. Un análisis cuantitativo muestra que la probabilidad de extinción en el estado silvestre es de por lo menos el 10% dentro de los siguientes 100 años.

Nota: Como se ha hecho con las Categorías de la UICN previas, la abreviatura asignada a cada categoría (entre paréntesis) sigue, en las traducciones a otros idiomas, a nomenclatura inglesa. EX= Extinct; EW=Extinct in the Wild; CR=Critically Endangered; EN=Endangered; VU=Vulnerable; LR=Lower Risk; DD=Data Deficient; NE=Not Evaluated; cd=Conservation Dependent; nt=Near Threatened; lc=Least Concern.



La ictiofauna continental de la Península Ibérica es una de las más antiguas, ricas y diversas de Europa. Pero es el alto número de endemismos presentes su característica más notable y singular. Aproximadamente el 80% de las especies estrictamente fluviales, existentes en la Península Ibérica, son exclusivas de su territorio. Este nivel de endemismos no se encuentra en otras faunas europeas y es propio sólo de ecosistemas insulares.

Sin embargo, esta diversidad y riqueza patrimonial está amenazada de extinción por las actividades humanas. Todas las especies autóctonas que viven en España, excepto la tenca y algunas poblaciones de piscardo, se encuentran amenazadas en mayor o menor medida. De esta forma en España existen: un taxon Extinto, otro Extinto en la Naturaleza, 4 en Peligro Crítico, 14 En Peligro de Extinción, 26 Vulnerables y 6 en Bajo Riesgo. La conservación de la ictiofauna española necesita por tanto medidas de urgencia, que sólo se llevan a cabo tímidamente en especies de interés pesquero.

Este libro trata de realizar una síntesis, que no se hacía desde hace casi 70 años, de los conocimientos que existen en la actualidad sobre la diversidad real de nuestra ictiofauna continental y su distribución a lo largo de todo el territorio español. A través de esta información se han asignado diferentes categorías de amenaza para todos los taxa, e identificado los principales factores que influyen negativamente en la conservación de la ictiofauna continental española.

Por último varios capítulos tratan de resumir los últimos estudios existentes sobre el origen, evolución y los procesos de especiación de la ictiofauna ibérica: el funcionamiento de los ecosistemas mediterráneos y los embalses; la pesca tradicional y deportiva y su influencia en las comunidades; y los problemas de conservación que afectan a las poblaciones piscícolas.