



**Interreg**  
España - Portugal

Fondo Europeo de Desarrollo Regional



  
**MIGRA** MIÑO  
MIÑO



# INVENTARIO DE PECES EN LOS CURSOS FLUVIALES DE INTERVENCIÓN (GALICIA)

INFORME FINAL  
2020



# INVENTARIO DE PECES EN LOS CURSOS FLUVIALES DE INTERVENCIÓN (GALICIA)

## INFORME FINAL

2020

### COORDINADOR

Fernando Cobo Gradín

### AUTORES

Rufino Vieira Lanero

Sandra Barca Bravo

María del Carmen Cobo Llovo



# ÍNDICE DE CONTENIDOS

<b>1</b>	<b>Introducción .....</b>	<b>1</b>
<b>2</b>	<b>Metodología.....</b>	<b>7</b>
2.1	Área de estudio .....	7
2.1.1	Localidades de muestreo.....	10
2.2	Métodos de captura .....	11
2.3	Muestreos en localidades asociadas a obstáculos .....	13
2.4	Muestreos en localidades suplementarias.....	13
2.5	Procedimiento de toma de datos biológicos.....	15
<b>3</b>	<b>Resultados y discusión.....</b>	<b>17</b>
3.1	Inventario de especies.....	17
3.2	Localidades asociadas a obstáculos (año 2017) .....	28
3.2.1	Río Pego .....	28
3.2.2	Río Furnia.....	29
3.2.3	Río Caselas .....	30
3.2.4	Río Deva.....	32
3.3	Localidades asociadas a obstáculos (año 2018) .....	33
3.3.1	Río Pego .....	33
3.3.2	Río Furnia.....	34
3.3.3	Río Caselas .....	35
3.3.4	Río Deva.....	36
3.4	Localidades asociadas a obstáculos (año 2019) .....	37
3.4.1	Río Caselas .....	37
3.5	Área de especial protección para reproducción de <i>P. marinus</i> en el río Hospital ..	39
<b>4</b>	<b>Consideraciones finales .....</b>	<b>41</b>
<b>5</b>	<b>Bibliografía .....</b>	<b>45</b>



# 1 Introducción

La Actividad 4 del proyecto MigraMiño-Minho valora la efectividad de las actuaciones realizadas durante el proyecto mediante dos acciones complementarias: la evaluación del impacto de la retirada de los obstáculos y el seguimiento de los parámetros biológicos de las poblaciones de peces migradores. Esta valoración se basa en la realización de un inventario exhaustivo de las especies de peces presentes en cada zona de intervención, determinando la distribución y densidad de las diferentes especies de peces migradores aguas arriba y abajo de los diferentes obstáculos estudiados antes y después de la retirada de obstáculos y/o la colocación de elementos de permeabilización.

El estudio de los parámetros biológicos será objeto de un informe aparte, por lo que en el presente informe incluiremos únicamente los datos del inventario de especies obtenidos durante los muestreos llevados a cabo en las diferentes estaciones de campo y su evolución durante el desarrollo del proyecto.

De acuerdo con la bibliografía existente, la ictiofauna actual del Baixo Miño y su estuario está integrada por al menos 49 especies (Nachón *et al.*, 2010; Mota *et al.*, 2014):

- Familia Ammodytidae
  - *Ammodytes tobianus* Linnaeus, 1758
- Familia Anguillidae
  - *Anguilla anguilla* (Linnaeus, 1758)
- Familia Atherinidae
  - *Atherina boyeri* Risso, 1810
- Familia Balistidae
  - *Pseudobalistes flavimarginatus* (Rüppell, 1829)
- Familia Belonidae
  - *Belone belone* (Linnaeus, 1761)
- Familia Bothidae
  - *Arnoglossus laterna* (Walbaum, 1792)
- Familia Callionymidae
  - *Callionymus lyra* Linnaeus, 1758
- Familia Carangidae
  - *Trachurus trachurus* (Linnaeus, 1758)
- Familia Centrarchidae
  - *Lepomis gibbosus* (Linnaeus, 1758)
  - *Micropterus salmoides* (Lacepède, 1802)

- Familia Clupeidae
  - *Alosa alosa* (Linnaeus, 1758)
  - *Alosa fallax* (Lacepède, 1803)
  - *Sardina pilchardus* (Walbaum, 1792)
- Familia Cobitidae
  - *Cobitis palúdica* (de Buen, 1930)
- Familia Cyprinidae
  - *Achondrostoma arcasii* (Steindachner, 1866)
  - *Carassius auratus* (Linnaeus, 1758)
  - *Cyprinus carpio* Linnaeus, 1758
  - *Gobio lozanoi* Doadrio & Madeira, 2004
  - *Pseudochondrostoma duriense* (Coelho, 1985)
  - *Squalius carolitertii* (Doadrio, 1988)
  - *Tinca tinca* (Linnaeus, 1758)
- Familia Gasterosteidae
  - *Gasterosteus aculeatus* Linnaeus, 1758
- Familia Gobiidae
  - *Aphia minuta* (Risso, 1810)
  - *Gobius niger* Linnaeus, 1758
  - *Pomatoschistus lozanoi* (de Buen, 1923)
  - *Pomatoschistus microps* (Krøyer, 1838)
  - *Pomatoschistus minutus* (Pallas, 1770)
  - *Pomatoschistus pictus* (Malm, 1865)
- Familia Lotidae
  - *Ciliata mustela* (Linnaeus, 1758)
- Familia Moronidae
  - *Dicentrarchus labrax* (Linnaeus, 1758)
  - *Dicentrarchus puntactus* (Bloch, 1792)
- Familia Mugilidae
  - *Chelon auratus* (Risso, 1810)
  - *Chelon labrosus* (Risso, 1827)
  - *Chelon ramada* (Risso, 1827)
  - *Mugil cephalus* Linnaeus, 1758
- Familia Petromyzontidae
  - *Petromyzon marinus* Linnaeus, 1758
- Familia Pleuronectidae
  - *Platichthys flesus* (Linnaeus, 1758)
- Familia Poeciliidae
  - *Gambusia holbrooki* Girard, 1859
- Familia Salmonidae
  - *Salmo salar* Linnaeus, 1758
  - *Salmo trutta* Linnaeus, 1758
- Familia Scophthalmidae
  - *Scophthalmus rhombus* (Linnaeus, 1758)

- Familia Sparidae
  - *Diplodus sargus* (Linnaeus, 1758)
- Familia Soleidae
  - *Solea solea* (Linnaeus, 1758)
- Familia Sygnathidae
  - *Nerophis lumbriciformis* (Jenyns, 1835)
  - *Syngnathus abaster* Risso, 1827
  - *Syngnathus acus* Linnaeus, 1758
  - *Syngnathus typhle* Linnaeus, 1758
- Familia Trachinidae
  - *Echiichthys vipera* (Cuvier, 1829)
- Familia Triglidae
  - *Chelidonichthys lucerna* (Linnaeus, 1758)

Las especies migradoras anádromas presentes en el río Miño son la lamprea marina (*Petromyzon marinus*), el salmón atlántico (*Salmo salar*), el sábalo (*Alosa alosa*), la saboga (*Alosa fallax*) y el reo (*Salmo trutta*); la anguila (*Anguilla anguilla*) es la única especie catádrroma (fig. 1).



Figura 1. Algunas de las especies diádromas presentes en el Baixo Miño. De izquierda a derecha y de arriba abajo: Anguila europea *Anguilla anguilla*, reo *Salmo trutta*, sábalo *Alosa Alosa* y lamprea marina *Petromyzon marinus*.

Las especies diádromas son relevantes por su contribución a la biodiversidad, por su papel clave en el funcionamiento de los ecosistemas fluviales y por su elevado interés pesquero, turístico, deportivo y cultural, que las convierten a su vez en una fuente de recursos económicos de primer orden (Close *et al.*, 2002; Dekker, 2003; Lassalle *et al.*, 2008; Limburg y Waldman, 2009; Antunes *et al.*, 2015; Araújo *et al.*, 2016; Silva *et al.*, 2016b). En el río Miño, estas especies han sido históricamente objeto de pesca y uno de los principales soportes económicos para la zona (Antunes *et al.*, 2015; Araújo *et al.*, 2016).

A pesar de ello, las especies diádromas han sufrido un drástico declive poblacional en el Baixo Miño debido a la sobrepesca, la presencia generalizada de presas y azudes, la degradación del hábitat y la introducción de especies exóticas (Limburg y Waldman, 2009; Mota *et al.*, 2016), llegando incluso a la desaparición de especies, como en el caso del esturión del Atlántico (*Acipenser sturio* Linnaeus, 1758) en el Baixo Miño. De hecho, la superficie actual disponible para las especies diádromas en esta cuenca se corresponde con un 28% de la superficie original debido a la presencia de grandes presas, principalmente la de Frieira, infranqueables para estas especies. Por su parte, la sucesión de pequeños obstáculos limita la continuidad fluvial de forma que sólo los individuos que presentan unas características concretas (estado del ciclo, condición individual, etc.) son capaces de superar un obstáculo determinado y alcanzar el siguiente tramo fluvial (Vieira-Lanero *et al.*, 2010). Como consecuencia, se produce un efecto acumulativo, de manera que los obstáculos ejercen una selección sobre la población reduciendo la densidad de sus efectivos a lo largo del eje fluvial. Además, los obstáculos de pequeño y mediano tamaño también tienen otros efectos negativos como el aumento del tiempo de migración y del gasto de energía, que no estará disponible para la reproducción, o el aumento de la mortalidad por depredación y pesca (Quintella *et al.*, 2009; Vieira-Lanero *et al.*, 2010; Silva *et al.*, 2016a; Thiem *et al.*, 2016).

Debido al declive generalizado de las poblaciones de especies migradoras existe abundante legislación a nivel global, como las normativas de Naciones Unidas, dirigidas a proteger las poblaciones de peces migradores o las Listas Rojas de la IUCN (*International Union for Conservation of Nature*) en las que se han incluido recientemente varias especies de peces migradores. La *Convención de Bonn* (*Convention on Conservation of Migratory Species of Wild Animals*), *UNCLOS III* (*United Nations Convention on the Law of the Sea*) y la *OSPAR* (*Convention for the Protection of the Marine Environment of the North East Atlantic*) dedican también atención a la conservación de peces migradores. De la misma manera, las normativas ambientales actuales son cada vez más frecuentes en la Comunidad Europea. Así, la Directiva Marco del Agua (*Water Framework Directive*, EC 2000), la norma 92/43/EEC sobre la conservación de los hábitats para la flora y la fauna (“Directiva Hábitats”), la *Convención de Berna* (*Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats*) o el *Treaty of the*

*Committee of ministers of the Benelux Economical Union* persiguen la conservación de hábitats y especies, entre los que se encuentran los peces migradores. Asimismo, la norma *EC/1100/2007* que establece las medidas para la recuperación de los stocks de anguila europea, exige a los países miembros diseñar e implementar los Planes de Gestión de la Anguila (*Eel Management Plans, EMP's*) con el objetivo de alcanzar un nivel global de recuperación de los stocks. La Comisión Europea, siguiendo las recomendaciones de los informes elaborados por el ICES (*International Council for the Exploration of the Seas*) ha adoptado estos planes.

De acuerdo con esto, el proyecto MIGRAMIÑO – MINHO plantea como reto principal mejorar la protección y la gestión sostenible del espacio natural de frontera que conforma el tramo internacional del río Miño (TIRM), incluyendo sus afluentes tributarios, a través de una mejora de las condiciones del hábitat fluvial y medidas que mejoren el estado de conservación de las poblaciones de peces migradores presentes en el mismo. Para alcanzar sus objetivos se llevaron a cabo diversas actuaciones, entre las que destacan la eliminación o permeabilización de obstáculos en afluentes del río Miño. Para una correcta evaluación de la eficacia de estas medidas se debe realizar un inventario y estudio poblacional de las especies de peces presentes en los ríos de estudio. Estos trabajos han sido realizados en las numerosas campañas de muestreos realizadas por miembros del Laboratorio de Hidrobiología de la USC principalmente durante los años 2017, 2018 y 2019.



## 2 Metodología

### 2.1 Área de estudio

El río Miño tiene una longitud de 343 km desde su nacimiento, en el norte de la provincia de Lugo, hasta su desembocadura en el Océano Atlántico, en A Guarda. Los últimos 76 km sirven de frontera entre España y Portugal. Debido a la presa de Frieira, obstáculo totalmente infranqueable para los peces, este tramo internacional y sus afluentes son el único hábitat accesible actualmente para las especies migradoras.

En la parte española (fig. 2), la red fluvial del tramo internacional del río Miño cuenta con 16 afluentes principales: Tamuxe, Pego, Hospital, Furnia, Tripes, Louro, Fonte Ferreiro, Caselas, Tea, Lodeiro, Liñares, Termes, Cea, Deva, Ribadil y Barxas. La mayor parte de ellos discurren por áreas de depresión tectónica, con sus valles orientados en dirección norte-sur. Estos ríos forman valles fluviales cerrados que enmarcan áreas con unas características microclimáticas diversas, donde la radiación y las condiciones térmicas pueden diferir de una vertiente a la otra y, sobre todo, respecto a su entorno.

En este estudio se seleccionaron cuatro afluentes para la realización de los principales trabajos de campo. Los cuatro ríos seleccionados fueron los siguientes:

- **Río Deva:** nace en Teso do Deva, en la ladera Oeste del Coto da Cruz (Serra do Faro de Avión) y desciende hacia el sur por una fractura recorriendo 21 km hasta desembocar en el Miño cerca de Arbo.
- **Río Caselas:** Nace en el monte San Cibrán y recorre 11 km hasta su desembocadura en el Miño aguas arriba de Caldelas de Tui.
- **Río Furnia:** nace entre en el Monte de S. Antonio y la ladera oeste del Monte Aloia, en la zona de la Paraguda, tomando dirección sur durante 11 km hasta su desembocadura en el Miño entre las aldeas de Amorín y Carregal de Abaixo.
- **Río Pego:** nace en Alto da Pedrada y desemboca en el Miño en Vilar de Matos tras recorrer 9.5 km.

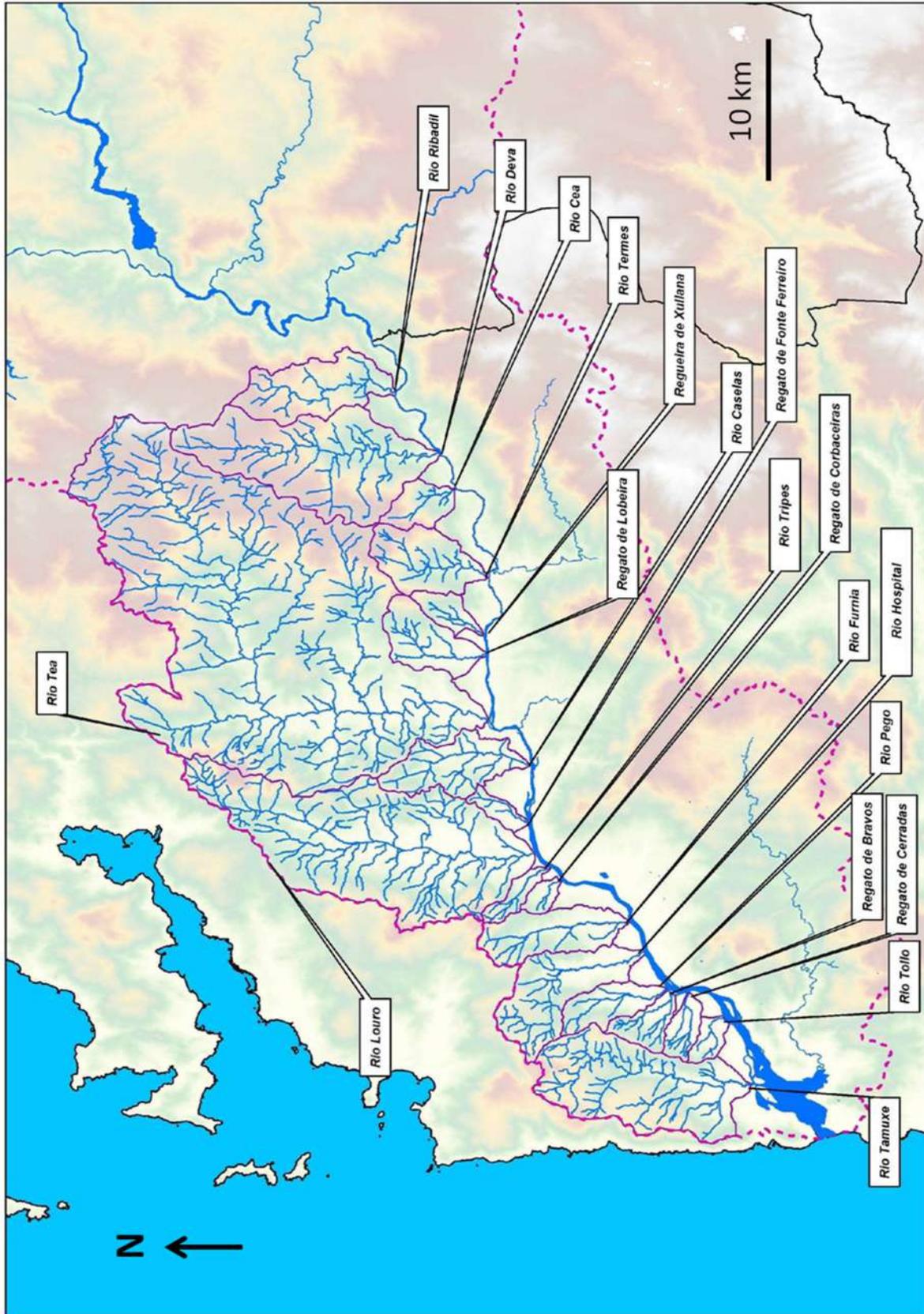


Figura 2: Red hidrográfica básica en la parte española del Baixo Miño (en el mapa se han eliminado los afluentes de orden 1 según la clasificación de Strahler).

El régimen de caudal del río Miño se ve fuertemente influido por la gran variación, tanto estacional como interanual, de la precipitación. Así, la zona presenta un patrón típico pluvial atlántico (figuras 3 y 4), con elevados valores durante el otoño y comienzo del invierno y con un descenso acusado a finales de primavera y durante el verano (Mota, 2014). En su desembocadura, el río Miño presenta un caudal absoluto próximo a los 420 m<sup>3</sup>/s (Río-Barja y Rodríguez-Lestegás, 1992).

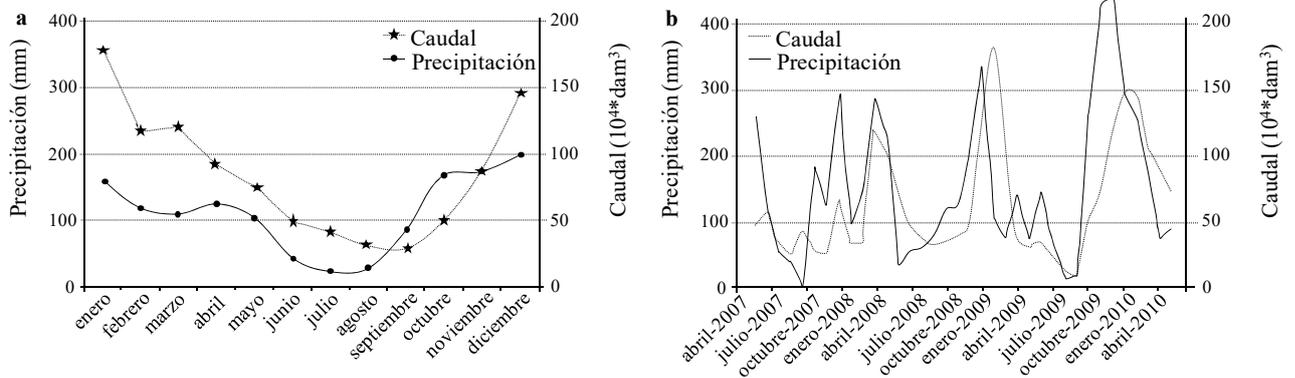


Figura 3. Régimen de precipitación y caudal del río Miño durante el período 1990-2009 (a) y el período 2007-2010 (b). Modificado de Mota *et al.* (2014).

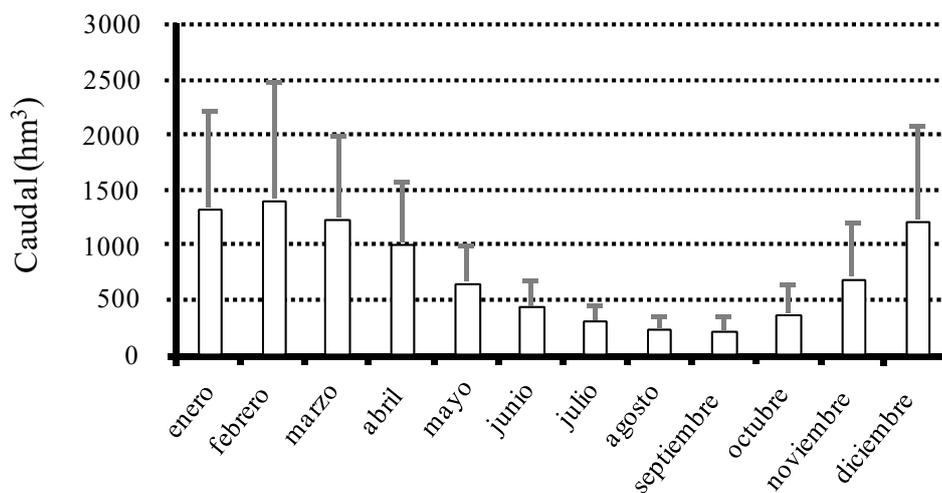


Figura 4. Caudal medio mensual  $\pm$  ET (hm<sup>3</sup>) en Frieira, durante el período 1943-1998, con interrupción de los datos entre 1967-1970. Modificado de Araújo (2011), cuyos datos fueron proporcionados por el Instituto Nacional del Agua (INAG).

## 2.2 Localidades de muestreo

Los trabajos de campo se realizaron en un total de 14 localidades de muestreo (tabla 1). Cinco localidades se seleccionaron en las inmediaciones de los obstáculos. El objetivo fue evaluar las diferencias entre la composición de la comunidad de peces aguas arriba y abajo de cada obstáculo causadas por la presencia del mismo y los cambios sufridos tras la restauración de la conectividad fluvial.

Este estudio se llevó a cabo en los ríos Pego, Furnia, Caselas y Deva. En cada uno de ellos se seleccionó el obstáculo cuya permeabilización se consideró prioritaria para aumentar la disponibilidad de hábitat para las especies migradoras. En el caso del río Caselas se seleccionaron dos obstáculos, ya que la escasa separación entre ambos (de 50 m aproximadamente) hacía necesario que las actuaciones se lleven a cabo en las dos estructuras para ser eficaces. Además, se seleccionaron 10 localidades suplementarias para completar el inventario faunístico.

Tabla 1. Localidades de muestreo visitadas. Las localidades en negrita se visitaron en 2017 y 2018, las subrayadas en 2018 y las no marcadas solo en 2017. Las localidades muestreadas en 2019 se marcan con asterisco (\*). En 2020 solo se muestreó el río Caselas. (M-R = muestreos de marcado-recaptura; S1 y S2 = localidades suplementarias)

Localidad	Coordenadas geográficas	
<i>Asociadas a obstáculos</i>		
<b>Furnia M-R</b>	42° 00' 24.25"N	08° 41' 32.16"W
<b>Pego M-R</b>	41° 58' 38.74"N	08° 45' 19.89"W
<b>Caselas M-R (Obstáculo 1)</b>	42° 03' 26.56"N	08° 33' 24.17"W
<b>Caselas M-R (Obstáculo 2)*</b>	42° 03' 20.42"N	08° 33' 25.24"W
<b>Deva M-R</b>	42° 07' 08.14"N	08° 17' 44.08"W
<i>Localidades suplementarias</i>		
<u>Caselas S1</u>	42° 03' 14.62"N	08° 33' 22.22"W
Furnia S1	42° 00' 59.53"N	08° 41' 27.81"W
Furnia S2	42° 00' 04.79"N	08° 41' 28.21"W
Pego S1	41° 58' 16.21"N	08° 45' 05.16"W
Pego S2	41° 58' 05.38"N	08° 44' 50.07"W
Miño S1	42° 03' 11.68"N	08° 34' 20.82"W
Miño S2	41° 58' 00.42"N	08° 44' 46.52"W
Gándaras de Budiño	42° 06' 04.42"N	08° 37' 51.19"W
<u>Río Hospital</u>	41° 59' 04.78"N	08° 43' 08.11"W
Río Barxas*	42° 09' 13.57"N	08° 11' 52.31"W

Durante los años 2017 y 2018 se realizó un gran esfuerzo de muestreo y de marcado y recaptura de ejemplares en los ríos Furnia, Pego, Caselas y Deva; sin embargo, en el año 2019 y tras confirmar la

Confederación Hidrográfica del Miño-Sil que finalmente no se iban a permeabilizar ni eliminar los obstáculos de los ríos Pego, Furnia y Deva, se decidió limitar los muestreos al río Caselas para realizar el seguimiento de la fauna una vez instalada la escala innovadora en el primero de los obstáculos y modificado el segundo para permitir el remonte de los peces aguas arriba del mismo. Se perdió por tanto la valiosa información que podría haber resultado del estudio de marcado y recaptura en los otros tres ríos indicados. Por otro lado, la caída sobre la escala instalada de unas piedras provenientes de un acueducto que cruzaba sobre el río Caselas, produjo varios daños en la misma que no fueron subsanados, por lo que su funcionamiento se vio comprometido a partir de 2019. Finalmente, las limitaciones impuestas por la pandemia de COVID-19 sufrida durante 2020 impidió la realización de gran parte de las campañas de muestreos programadas para este año.

En las localidades asociadas a obstáculos también se realizó un estudio de marcado-recaptura de ejemplares. No obstante, los resultados de dicho estudio se presentan en el “informe de seguimiento de los parámetros biológicos de peces migradores”, por lo que no se incluyen en el presente informe.

### 2.3 Métodos de estudio

La identificación y toma de datos de las diferentes especies hace necesaria su captura. Como método de captura general se empleó la pesca eléctrica. La pesca eléctrica, como herramienta básica del análisis *in situ* de las comunidades de peces se considera una metodología estandarizada, ampliamente empleada y no perjudicial para los peces si se realiza de forma correcta. Así, el personal que desempeña las labores de campo debe ser buen conocedor de la fauna y de los principios de la técnica, así como los riesgos y procedimientos de su práctica (se hace necesario el uso de guantes de protección eléctrica, gafas polarizadas y vadeadores).

La metodología empleada para la captura de peces en los tramos vadeables siguió el procedimiento establecido en la norma europea UNE-EN 14011 sobre “Muestreo de peces con electricidad”. Para la pesca se utilizó un equipo de mochila Hans Grassl modelo ELT 60II HI y corriente continua (fig. 5). En las Gándaras de Budiño y en las Gándaras de Budiño y en uno de los tramos muestreados del río Deva la pesca se realizó desde embarcación por tratarse de zonas no vadeables (fig. 5).

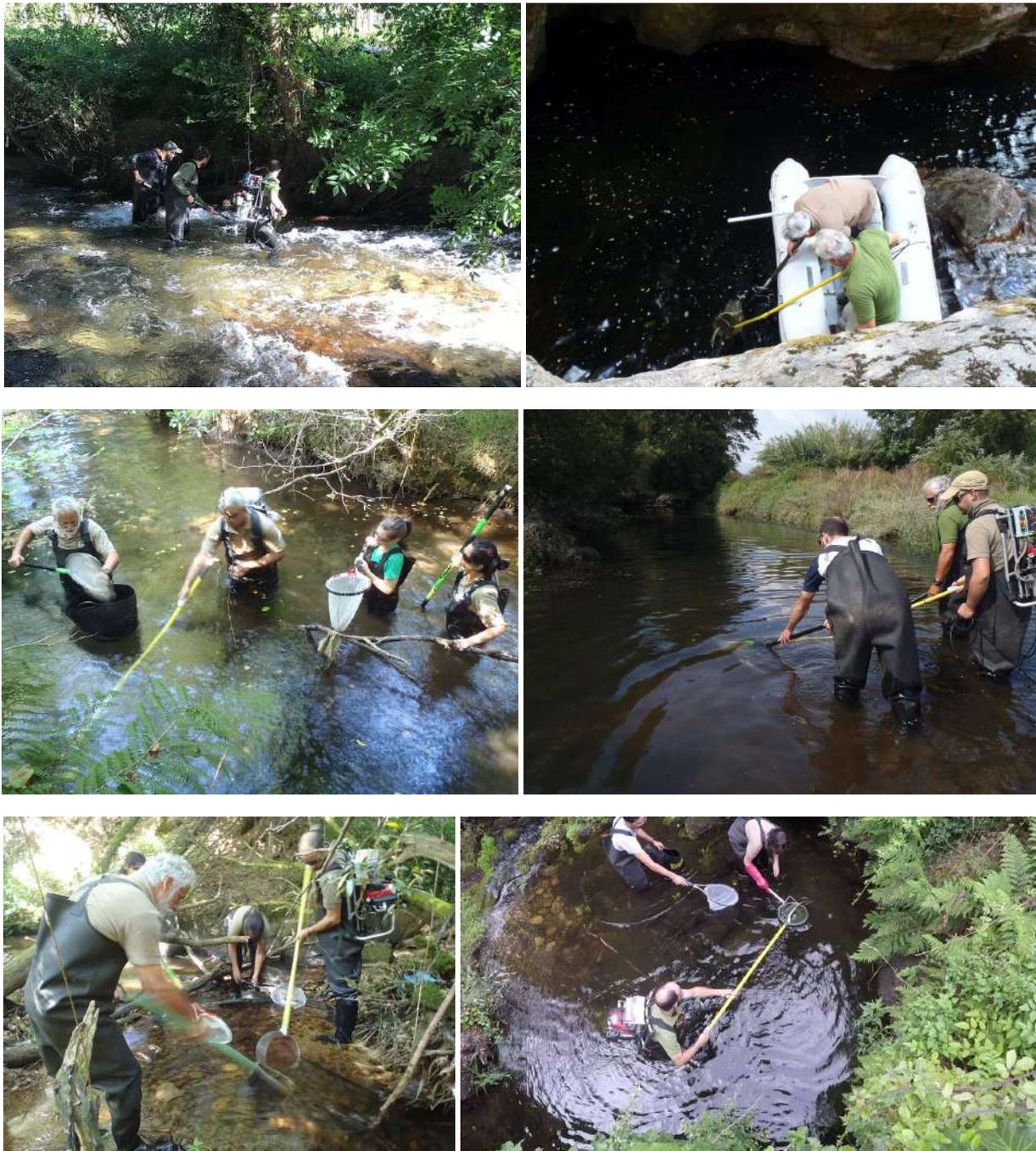


Figura 5. Pesca eléctrica en diversas estaciones; de arriba a abajo y de izquierda a derecha: Deva (aguas arriba del obstáculo de la playa fluvial de San Xoán y en el pozo situado agua abajo), río Furnia, desembocadura del Pego, parte inferior del Caselas y Hospital.

Adicionalmente se realizó un muestreo mediante buceo con escafandra autónoma en el pozo situado en el río Deva, aguas abajo del obstáculo de la playa fluvial de San Xoán (Arbo). En este pozo se realizaron muestreos mediante pesca eléctrica desde una embarcación neumática (fig. 5); sin embargo, tras la realización de estos muestreos se comprobó mediante buceo (fig. 6) que la mayor parte de los

individuos retenidos en el pozo del río no fueron capturados por ese método, debido a que en la zona se alcanzan 5 m de profundidad, factor que limita el correcto funcionamiento de la pesca eléctrica al no llegar el campo eléctrico con suficiente amperaje a la zona profunda, por lo que no afecta a los peces que se hallan refugiados en la parte profunda. Se realizaron cuatro inmersiones a lo largo de un día de muestreo, dejando pasar una hora entre cada una de ellas para disminuir el estrés de los peces y permitir que los sólidos en suspensión, que se remueven del fondo durante la inmersión impidiendo la visibilidad y la toma de fotografías, se depositen de nuevo o sean lavados por la corriente aguas abajo, de modo que en cada inmersión el agua estuviese lo más clara posible. Los datos se tomaron mediante recuento visual.



Figura 6. Muestreo mediante buceo en el pozo del río Deva.

## 2.4 Muestreos en localidades asociadas a obstáculos

En cada localidad se muestrearon al menos dos tramos de 100 m: uno aguas arriba y otro aguas abajo del obstáculo seleccionado. El objetivo fue determinar la composición específica y la abundancia de especies aguas arriba y abajo de los obstáculos. En 2017 y 2018 cada localidad se muestreó en tres ocasiones, dejando pasar una semana entre muestreo y muestreo. Los muestreos de los años 2019 y 2020 se centraron en la obtención de recapturas en el río Caselas, debido a que se trata del curso fluvial en el que se realizaron finalmente los trabajos de eliminación y permeabilización de obstáculos seleccionados.

## 2.5 Muestreos en localidades suplementarias

Además de las localidades asociadas a obstáculos, el inventario faunístico también se realizó en otras localidades complementarias. El método utilizado fue también el de pesca eléctrica. Para este estudio se realizó al menos una jornada de muestreo por localidad.

En el caso de las **Gándaras de Budiño** la pesca eléctrica se realizó desde embarcación debido a que gran parte de la zona muestreada no era vadeable a pie (fig. 7).



Figura 7. Pesca eléctrica desde embarcación en las Gándaras de Budiño.

En el caso del **río Hospital** durante las campañas de muestreo del proyecto se detectó una zona de freza de lamprea marina (*P. marinus*), por lo que se realizó un estudio más detallado con el objetivo de evaluar la importancia de este tramo para la reproducción y reclutamiento de esta especie protegida. Así se determinó que la zona de freza identificada en este río ocupa un tramo de 580 m de longitud, delimitado aguas abajo por la desembocadura del río Hospital en el río Miño y aguas arriba por una barrera de bloques de piedra construida para la toma de agua para regadío (fig. 8).



Figura 8. Izquierda: tramo de freza de *P. marinus* en la desembocadura del río Hospital o da Briña. Derecha: primer azud presente en el río Hospital, localizado en el límite superior de la zona de freza (580 m aguas arriba de la desembocadura del río Hospital en el Miño).

La zona de estudio en el río Hospital se visitó durante la época de freza (mayo-junio) de 2018 para contar los nidos de freza y hacer un seguimiento de los reproductores. Posteriormente, en julio, una vez finalizada la época de freza, se realizó un nuevo muestreo para localizar y cuantificar larvas de lamprea

(ammocetes) en las zonas idóneas de hábitat larvario del río (bancos de sedimento fino). Para ello se utilizó el método de pesca eléctrica específico para larvas de lamprea descrito por Silva *et al.* (2014).

De forma similar, en 2019 se realizó en el río Barxas un muestreo mediante pesca eléctrica (fig. 9) específico para la captura de juveniles de salmón (*S. salar*). El objetivo fue confirmar la presencia de alevines de esta especie y cuantificar la comunidad, obteniendo datos que aporten información sobre la existencia de una reproducción exitosa de *S. salar* en este curso fluvial, pues en este río la Administración no ha realizado repoblaciones de salmón.



Figura 9. Muestreo mediante pesca eléctrica en el río Barxas.

## 2.6 Procedimiento de toma de datos biológicos

Los peces capturados fueron protegidos a la sombra, en cubetas de gran capacidad, con agua fresca, aireada y renovada constantemente. Para facilitar su manipulación y disminuir el estrés provocado por la misma, los ejemplares fueron anestesiados con MS222. De cada ejemplar se registró el peso y la longitud. El peso se registró en gramos, usando balanzas con una precisión de  $\pm 0.01$  g para ejemplares de hasta 50 g de peso, y de  $\pm 0.1$  g para el resto de ejemplares. La longitud se registró como longitud furcal, utilizando un ictiómetro de 50 cm (precisión  $\pm 1$  mm), o la longitud total en aquellas especies sin escotadura en la aleta caudal como la lamprea (*P. marinus*), la colmilleja (*Cobitis paludica*), la anguila (*A. anguilla*), el espinoso (*Gasterosteus aculeatus*), la gambusia (*Gambusia holbrooki*) y la solla (*Platichthys flesus*). Los datos recopilados fueron recogidos en estadillos de papel o directamente en formato digital en un fichero Excel con el portátil de campo. Tras registrar los datos y una vez recuperados de la anestesia y finalizada la pesca, los peces fueron liberados en la zona de captura.

En cada tramo de estudio asociado a obstáculos se calculó la densidad y biomasa de individuos por unidad de superficie (individuos y gramos por metro cuadrado respectivamente) de cada especie. Para ello se utilizaron los datos de la primera pasada de cada día de muestreo con registros para cada

especie. Debido a la baja capturabilidad de los individuos de menor tamaño con pesca eléctrica se calculó la densidad y biomasa de los individuos de más de 5 cm de longitud total o furcal. Las únicas excepciones fueron la anguila (para la que se utilizaron los ejemplares de más de 12 cm longitud) y el espinoso, especie de la que se capturaron y registraron todos los ejemplares ya que en ningún caso superaron los 5 cm (ante la presencia de ejemplares de esta especie se intensificaba el muestreo para así capturar la mayor parte posible de la población).



Figura 10. Toma de datos biológicos de individuos capturados en los ríos Deva y Caselas.

## 3 Resultados y discusión

### 3.1 Inventario de especies

En las localidades seleccionadas se capturaron un total de 17 especies, cuatro de ellas diádromas. También se capturaron cinco especies exóticas, aunque su presencia fue casi exclusiva del río Miño. A continuación se presenta el inventario faunístico, especificando para cada especie las localidades en las que fue capturada.

- **Familia Petromyzontidae**

- ***Petromyzon marinus*:**

- Año 2017: Furnia M-R (376), Caselas M-R (22), Pego S1 (13) y Pego S2 (12).
- Año 2018: Furnia M-R (183), Caselas S1 (49), Caselas M-R (47), Pego M-R (13), Hospital (61).
- Año 2019: Caselas M-R (79)
- Año 2020: Caselas M-R (53)

Nombre común: Lamprea marina. Especie anádroma y semélpara distribuida a ambos lados del Atlántico Norte. Posee una fase larvaria filtradora denominada ammocete que vive 3-4 años en agua dulce, enterrada en bancos de sedimento fino, y una fase pelágica de alimentación parásita que se desarrolla en el mar durante 1 a 2 años. Catalogada como “Vulnerable” en España y como “Preocupación menor” por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN).



Lampreas adultas construyendo el nido (río Hospital)



Ammocetes en diferentes grados de desarrollo.

- **Familia Atherinidae**

- ***Atherina boyeri*:**

- Año 2017: sin capturas.
- Año 2018: Caselas S1 (9).
- Años 2019 y 2020: sin capturas

Nombre común: pejerrey. Especie eurihalina y autóctona de la Península Ibérica. Es una especie estuárica que en aguas continentales prefiere zonas de escasa corriente y con algo de vegetación subacuática. Catalogada como “Vulnerable” en España y como “Preocupación menor” por la UICN.



- **Familia Anguillidae**

- ***Anguilla anguilla*:**

- Año 2017: Pego M-R (507), Furnia M-R (415), Caselas M-R (671), Deva M-R (290), Furnia S1 (56), Pego S1 (11) y Pego S2 (7).
- Año 2018: Pego M-R (241), Furnia M-R (128), Caselas S1 (82), Caselas M-R (523), Deva M-R (65), Hospital (54).
- Año 2019: Caselas M-R (202).
- Año 2020: Caselas M-R (197).

Nombre común: anguila europea. Especie catádroma y semélpara. Se reproduce en el mar de los Sargazos y las larvas, llamadas leptocéfalos, migran durante 7-11 meses hasta las costas europeas. A su llegada al río se transforman en angulas y posteriormente en anguilas amarillas; pasan de 3 a 15 años hasta que se transforman en anguilas plateadas y migran río abajo para volver al mar de los Sargazos donde se reproducirán. Catalogada como “Vulnerable” en España y en “Peligro crítico” por la IUCN.



- **Familia Centrarchidae**

- ***Lepomis gibbosus*:**

- Año 2017: Miño S1 (34).
- Año 2018: Pego M-R (3), Caselas S1 (19), Caselas M-R (5).
- Año 2019: sin capturas.
- Año 2020: Caselas M-R (1).

Nombre común: perca sol. Especie invasora potamodroma nativa de Norte América y ampliamente distribuida en la Península Ibérica. Se halla en medios lénticos, como lagos, lagunas y embalses; en medios lóticos se suele encontrar en zonas de corriente lenta, poco profundas y con abundante vegetación acuática. Esta especie supone una seria amenaza para la fauna autóctona, sobre la que depreda y con la que compite tróficamente.



- ***Micropterus salmoides*:**

- Año 2017: Gándaras de Budiño (47).
- Años 2018, 2019 y 2020: sin capturas

Nombre común: black-bass, perca negra americana. Especie invasora de agua dulce procedente de Norte América y ampliamente introducida en todo el mundo para la pesca deportiva. En la Península Ibérica se distribuye principalmente por embalses y tramos lentos de los ríos más caudalosos. Esta especie supone una seria amenaza para la fauna autóctona, principalmente mediante depredación, competencia trófica y ocupación del hábitat.



- **Familia Cobitidae**

- ***Cobitis paludica*:**

- Año 2017: Pego M-R (204), Furnia M-R (3), Caselas M-R (8), Furnia S2 (7), Miño S2 (12), Pego S1 (26) y Pego S2 (1).
- Año 2018: Pego M-R (165), Furnia M-R (1), Caselas S1 (28), Caselas M-R (45), Hospital (2).
- Año 2019: Caselas M-R (4).
- Año 2020: Caselas M-R (6).

Nombre común: colmilleja. Endemismo ibérico de agua dulce. Las poblaciones del Miño se consideraron tradicionalmente como procedentes de individuos translocados, si bien los datos publicados recientemente apuntan a que se podría tratar de poblaciones relictas de una distribución original más amplia de la considerada anteriormente (Sánchez-Hernández *et al.*, 2018). Habita en el bentos de los ríos, en zonas de poca corriente y fondos de arena y grava, con abundante vegetación; normalmente en los tramos medios y bajos. También se ha encontrado en lagunas. Catalogada como “Vulnerable” en España y por la UICN.



- **Familia Cyprinidae**

- ***Achondrostoma arcasii*:**

- Año 2017: Pego M-R (598), Furnia M-R (46), Caselas M-R (313), Deva M-R (1), Furnia S1 (25), Furnia S2 (26), Pego S1 (29) y Pego S2 (1).
- Año 2018: Pego M-R (233), Furnia M-R (38), Caselas S1 (12), Caselas M-R (249), Hospital (6).
- Año 2019: Caselas M-R (50).
- Año 2020: Caselas M-R (23).

Nombre común: bermejuela. Especie potamodroma y endémica de la Península Ibérica, distribuida por la mitad Norte de la península. Habita los tramos altos de ríos con aguas claras y vegetación sumergida. También puede vivir en tramos medios-bajos de ríos oligotróficos y en lagos. Catalogada como “Vulnerable” en España y por la UICN.



- ***Carassius auratus:***
  - Año 2017: Miño S2 (8).
  - Año 2018: sin capturas.
  - Año 2019: Caselas M-R (1).
  - Año 2020: sin capturas.

Nombre común: carpín dorado. Especie invasora de agua dulce nativa del este de Asia y ampliamente introducida en todo el mundo como especie ornamental. Habita en el bentos de lagos, embalses y zonas remansadas de ríos; prefiere zonas poco profundas, con fondos blandos y abundante vegetación. Sus densidades suelen ser bajas, por lo que no suele considerarse una seria amenaza para la fauna autóctona de forma directa. Sin embargo, altera la calidad del agua por bioturbación sobre el sedimento.



- ***Cyprinus carpio:***
  - Año 2017: Miño S2 (9).
  - Años 2018, 2019, 2020: sin capturas.

Nombre común: carpa común. Especie invasora de agua dulce nativa de las cuencas euroasiáticas que fluyen hacia los mares Negro, Caspio y Aral. Ampliamente introducida en todo el mundo como especie ornamental, para la pesca deportiva y para la acuicultura. Habita en el bentos de lagos, embalses y zonas remansadas de ríos; prefiere fondos limosos y aguas templado-cálidas. Alteran el hábitat al levantar las raíces, destruyendo la vegetación y enturbiando el agua.



- ***Gobio lozanoi***:

- Año 2017: Pego M-R (402), Furnia M-R (6), Caselas M-R (240), Furnia S1 (1), Pego S1 (5) y Pego S2 (1).
- Año 2018: Pego M-R (235), Furnia M-R (11), Caselas S1 (3), Caselas M-R (242), Hospital (24).
- Año 2019: Caselas M-R (84).
- Año 2020: Caselas M-R (41).

Nombre común: gobio. Especie potamodroma endémica de la Península Ibérica, aunque se considera una especie introducida en el río Miño. Habita cursos medios y bajos de corriente lenta y prefiere fondos de sedimentos finos. Tolerancia bien la turbidez. Considerada como no amenazada en España y de "Preocupación menor" por la IUCN.



- ***Pseudochondrostoma duriense***:

- Año 2017: Pego M-R (111), Furnia M-R (7), Caselas M-R (63), Deva M-R (88), Furnia S1 (14), Furnia S2 (16) y Pego S1 (15).
- Año 2018: Pego M-R (91), Furnia M-R (29), Caselas S1 (5), Caselas M-R (341), Deva M-R (22), Hospital (6).
- Año 2019: Caselas M-R (9).
- Año 2020: Caselas M-R (113).

Nombre común: boga del Duero. Especie potamodroma y endémica de noroeste peninsular ibérico. Habita tramos medios de agua corriente con moderada profundidad; también puede sobrevivir en aguas remansadas y embalses. Considerada como "Vulnerable" en España y por la IUCN.



- ***Squalius carolitertii*:**
  - Año 2017: Deva M-R (1).
  - Año 2018: Caselas M-R (1), Deva M-R (6), Hospital (4).
  - Años 2019 y 2020: sin capturas.

Nombre común: bordallo, escalo, peixe. Especie potamodroma y endémica del noroeste de la Península Ibérica. Su hábitat es muy variable, desde ríos de montaña a tramos bajos; en zonas profundas con elevada corriente. Los juveniles prefieren profundidades y corrientes menores. Considerada como “Vulnerable” en España y como “Preocupación menor” por la IUCN. Hemos detectado una notable regresión de su población en el TIRM.



- ***P. duriense x A. arcasii*:**
  - Año 2017: Pego M-R (2) y Caselas M-R (1).
  - Año 2018: Caselas M-R (4).
  - Año 2019: Caselas M-R (2).
  - Año 2020: Caselas M-R (1).

Híbrido de ambas especies capturados en el TIRM. El confinamiento de poblaciones entre obstáculos como el observado en este río puede provocar o facilitar la aparición de estos híbridos.



- **Familia Gasterosteidae**

- ***Gasterosteus aculeatus*:**
  - Año 2017: Pego M-R (4) y Pego S1 (2).
  - Año 2018: Pego M-R (15).
  - Años 2019 y 2020: sin capturas.

Nombre común: espinoso. Especie de agua dulce en la Península Ibérica aunque puede presentar poblaciones anádromas en otras regiones. Las poblaciones ibéricas fueron clasificadas como *G. gymnurus* por Kottelat

(1997). Sin embargo, esta clasificación no está de acuerdo con los estudios moleculares y por lo tanto no debe ser aplicada (Doadrio *et al.*, 2011; Denys *et al.*, 2015). Habita medios lénticos como charcas, lagos y lagunas; en medios lóuticos, prefiere tramos bajos de ríos o arroyos con baja corriente y abundante vegetación. También se encuentra en ambientes salobres como marismas, albuferas o estuarios. Catalogada como “En peligro” en España y como “Preocupación menor” por la IUCN.



- **Familia Pleuronectidae**

- ***Platichthys flesus*:**

- Año 2017: Caselas M-R (4) y Pego S2 (36).
- Año 2018: Hospital (4).
- Año 2019: Caselas M-R (1).
- Año 2020: Caselas M-R (2).

Nombre común: solla. Existen individuos sedentarios marinos, anfídromos y catádromos. Su área de distribución natural se localiza en el Atlántico europeo, el Mar Mediterráneo y el Mar Negro, así como en las desembocaduras de los ríos de estas cuencas marinas. Es una especie bentónica de hábitos nocturnos; en el mar o en las desembocaduras se encuentra sobre fondos de limo y arena, pero aguas arriba en los ríos puede aparecer sobre sustratos de grava y piedra. Considerada como no amenazada en España y como “Preocupación menor” por la IUCN.



- **Familia Poeciliidae**

- ***Gambusia holbrooki*:**

- Año 2017: Miño S1 (39), Miño S2 (1) y Pego S2 (3).
- Año 2018: Caselas S1 (3).
- Años 2019 y 2020: sin capturas.

Nombre común: gambusia. Especie invasora nativa de cuencas atlánticas de Estados Unidos. Ampliamente introducida a nivel mundial para controlar las poblaciones de mosquito que transmiten el paludismo. Habita medios lénticos (lagos, lagunas, charcas y embalses) y zonas remansadas de ríos grandes y pequeños; prefiere zonas de poca profundidad con abundante vegetación y temperatura elevada. Tolerancia bien la falta de oxígeno y los niveles altos de contaminación y, aunque generalmente habita en agua dulce, tolera ambientes salobres. Es un competidor muy agresivo para los ciprinodóntidos autóctonos peninsulares.



- **Familia Salmonidae**

- ***Salmo salar*:**

- Año 2017: Pego M-R (8), Caselas M-R (152) y Deva M-R (526).
- Año 2018: Pego M-R (3), Furnia M-R (6), Caselas M-R (38), Deva M-R (214), Hospital (1).
- Año 2019: Caselas M-R (18), Barxas (52).
- Año 2020: Caselas M-R (26).

Nombre común: salmón atlántico. Especie anádroma. Su área de distribución natural se localiza a ambos lados del Atlántico Norte. Se reproducen en zonas de grava y aguas frías y bien oxigenadas de los ríos. Una vez alcanzan la talla necesaria, los denominados como pintos (hasta 12-16 cm de longitud) sufren un proceso de esguinado que les prepara para la migración al mar. El esguinado ocurre para la mayor parte de los individuos a los 12-14 meses de edad. En el mar los salmones se alimentan durante uno a tres años antes de retornar a sus ríos de origen para reproducirse. Catalogada como “En peligro” en España y como “Preocupación menor” por la UICN.



- **Salmo trutta:**

- Año 2017: Pego M-R (488), Furnia M-R (178), Caselas M-R (488), Deva M-R (338), Furnia S1 (157), Pego S1 (14) y Pego S2 (4).
- Año 2018: Pego M-R (195), Furnia M-R (113), Caselas S1 (15), Caselas M-R (177), Deva M-R (45), Hospital (34).
- Año 2019: Caselas M-R (148).
- Año 2020: Caselas M-R (121).

Nombre común: trucha/reo. Especie autóctona con ecotipo residente (trucha) y ecotipo migrador (reo). Su área de distribución natural es Paleártica, desde el Atlántico Noreste hasta el Oeste de Asia, incluyendo las cuencas Europeas y los mares Báltico, Norte, Mediterráneo, Negro y Caspio. Se reproduce en zonas de grava o cantos con aguas frías poco profundas y bien oxigenadas. En los tramos con acceso al mar parte de la población puede esguinar después de 1-4 años en el río y migrar hacia el mar, completando un ciclo de vida anádromo. Otra parte de la población, y la totalidad de la misma en tramos aislados, completa el ciclo vital en el hábitat fluvial. Catalogada como “Vulnerable” en España y como “Preocupación menor” por la UICN.



*Reo*



*Trucha*

La tabla 2 resume las especies presentes en cada uno de los afluentes estudiados y en las Gándaras de Budiño. El gobio es la única especie trasladada (en color azul en la tabla) y cuatro especies exóticas invasoras (en rojo en la tabla) fueron encontradas en alguna de las estaciones de muestreo.

Tabla 2. Especies presentes en cada afluente y en las Gándaras de Budiño. (En color negro las especies autóctonas, en azul las especies trasladadas, y en rojo las exóticas invasoras).

	Localidad						
	Pego	Hospital	Furnia	Caselas	Deva	Barxas	Gándaras de B.
<i>Petromyzon marinus</i>							
<i>Atherina boyeri</i>							
<i>Anguilla anguilla</i>							
<i>Cobitis paludica</i>							
<i>Achondrostoma arcasii</i>							
<i>Pseudochondrostoma duriense</i>							
<i>Squalius carolitertii</i>							
<i>P. duriense</i> x <i>A. arcasii</i>							
<i>Gasterosteus aculeatus</i>							
<i>Platichthys flesus</i>							
<i>Salmo salar</i>							
<i>Salmo trutta</i>							
<i>Gobio lozanoi</i>							
<i>Lepomis gibbosus</i>							
<i>Micropterus salmoides</i>							
<i>Carassius auratus</i>							
<i>Gambusia holbrooki</i>							

## 3.2 Localidades asociadas a obstáculos (año 2017)

### 3.2.1 Río Pego

En el río Pego se capturaron un total de 2322 individuos pertenecientes a 8 especies, además de 2 individuos híbridos de *P. duriense* y *A. arcasii*.

Tabla 3. Densidad por especie (ind. m<sup>-2</sup>) registrada en las localidades de muestreo del río Pego. -1 y +1 corresponden a los tramos muestreados aguas abajo y arriba del obstáculo de estudio respectivamente. - : especie no capturada. Año 2017.

Especie	Pego S2	Pego S1	Pego M-R		
			Pego -1	Obstáculo	Pego +1
<i>P. marinus</i>	0.05	0.14	-		-
<i>A. anguilla</i>	0.03	0.12	0.38		0.02
<i>A. arcasii</i>	0.004	0.32	0.04		0.15
<i>C. paludica</i>	0.004	0.29	0.08		0.06
<i>G. aculeatus</i>	-	0.02	0.01		-
<i>G. holbrooki</i>	0.01	-	-		-
<i>G. lozanoi</i>	0.004	0.06	0.10		0.08
<i>P. duriense</i>	-	0.17	0.07		0.01
<i>S. salar</i>	-	-	0.01		-
<i>S. trutta</i>	0.02	0.16	0.32		0.07
<i>P. flesus</i>	0.14	-	-		-
<i>P. duriense</i> x <i>A. arcasii</i>	-	-	-		0.001

Tabla 4. Biomasa por especie (g m<sup>-2</sup>) registrada en las localidades de muestreo del río Pego. -1 y +1 corresponden a los tramos muestreados aguas abajo y arriba del obstáculo de estudio respectivamente. x Especie presente pero biomasa no determinada. - : especie no capturada. Año 2017.

Especie	Pego S2	Pego S1	Pego M-R		
			Pego -1	Obstáculo	Pego +1
<i>P. marinus</i>	x	x	-		-
<i>A. anguilla</i>	x	x	1.49		0.49
<i>A. arcasii</i>	x	x	0.26		0.90
<i>C. paludica</i>	x	x	0.22		0.18
<i>G. aculeatus</i>	-	x	0.001		-
<i>G. holbrooki</i>	x	-	-		-
<i>G. lozanoi</i>	x	x	0.60		0.52
<i>P. duriense</i>	-	x	0.33		0.16
<i>S. salar</i>	-	-	0.08		-
<i>S. trutta</i>	x	x	10.61		1.48
<i>P. flesus</i>	x	-	-		-
<i>P. duriense</i> x <i>A. arcasii</i>	-	-	-		0.02

Las especies *G. aculeatus*, *P. marinus*, *S. salar*, *P. flesus* y *G. holbrooki*, solo se capturaron aguas abajo del obstáculo, infranqueable en condiciones normales para estas especies. Cabe destacar el caso de *G. holbrooki*, especie invasora que podría aumentar su distribución con la permeabilización del obstáculo. Si bien en el río Pego solo aparece en la localidad Pego S2, cercana a la desembocadura, y no está presente en ninguna de las demás localidades, lo que indica que su presencia se reduce a la parte más baja del río, caracterizada por zonas de pozo más profundas y de menor velocidad de corriente, y no se dispersa aguas arriba debido a las características del hábitat. Los híbridos *P. duriense* x *A. arcasii* solo se capturaron aguas arriba. El confinamiento de poblaciones entre obstáculos como el observado en este río puede provocar o facilitar la aparición de estos híbridos.

Las demás especies registradas se capturaron a ambos lados del obstáculo. Si bien, *A. anguilla*, *C. paludica*, *G. lozanoi*, *P. duriense* y *S. trutta* presentaron menores valores de densidad y biomasa aguas arriba que aguas abajo. Esto se debe a la restricción en la llegada de ejemplares procedentes de tramos inferiores por la presencia del obstáculo. Solo *A. arcasii* presentó una abundancia mayor aguas arriba, debido a que el tramo embalsado aguas arriba del obstáculo proporciona un hábitat más adecuado para esta especie que los rápidos poco profundos presentes aguas abajo del mismo.

### 3.2.2 Río Furnia

En el río Furnia se capturaron 1031 individuos pertenecientes a siete especies.

Tabla 5. Densidad por especie (ind. m<sup>-2</sup>) registrada en las localidades de muestreo del río Furnia. -1 y +1 corresponden a los tramos muestreados aguas abajo y arriba del obstáculo de estudio, respectivamente. x Especie presente pero densidad y biomasa no determinadas. - : especie no capturada. Año 2017.

Especie	Furnia S2	Furnia M-R			Furnia S1
		Furnia -1	Obstáculo	Furnia +1	
<i>P. marinus</i>	-	0.004		0.24	-
<i>A. anguilla</i>	-	0.30		0.03	x
<i>A. arcasii</i>	x	0.002		0.02	x
<i>C. paludica</i>	-	0.002		-	-
<i>G. lozanoi</i>	x	-		0.01	x
<i>P. duriense</i>	x	-		0.004	x
<i>S. trutta</i>	x	0.03		0.07	x

Tabla 6. Biomasa por especie (g m<sup>-2</sup>) registrada en las localidades de muestreo del río Furnia. -1 y +1 corresponden a los tramos muestreados aguas abajo y arriba del obstáculo de estudio respectivamente. - : especie no capturada. Año 2017.

Especie	Furnia S2	Furnia M-R			Furnia S1
		Furnia -1	Obstáculo	Furnia +1	
<i>P. marinus</i>	-	0.004		1.00	-
<i>A. anguilla</i>	-	4.48		0.44	x
<i>A. arcasii</i>	x	0.02		0.13	x
<i>C. paludica</i>	-	0.01		-	-
<i>G. lozanoi</i>	x	-		0.07	x
<i>P. duriense</i>	x	-		0.29	x
<i>S. trutta</i>	x	0.17		3.21	x

Como se observa en las tablas 5 y 6 *C. paludica* solo fue capturada aguas abajo del obstáculo debido a la infranqueabilidad del obstáculo para esta especie. Otras especies presentes aguas arriba pero no inmediatamente aguas abajo, como *G. lozanoi* y *P. duriense*, si aparecen en tramos inferiores más alejados (Furnia S2). Esto se debe a las diferencias de hábitat aguas arriba y abajo del obstáculo, siendo el tramo embalsado aguas arriba un hábitat más apropiado para la presencia de *G. lozanoi* y *P. duriense*.

Otras especies se registraron a ambos lados del obstáculo, como *A. anguilla*, con menores densidades y biomásas aguas arriba que aguas abajo del obstáculo, y *P. marinus*, *A. arcasii* y *S. trutta* con la situación contraria. De nuevo estas diferencias se producen por la diferencia de hábitats y por el aislamiento causado por el obstáculo. El tramo embalsado y la presencia de bancos de sedimento fino son un hábitat muy apropiado para *A. arcasii* y las larvas de *P. marinus*. Asimismo, estas zonas más profundas son utilizadas por los individuos de *S. trutta* de mayor tamaño. Por el contrario, la zona de rápidos y poco profunda situada aguas abajo es utilizada preferentemente por los alevines de *S. trutta* de menos de un año de edad, que pueden ser muy abundantes. En el caso de *A. anguilla*, su menor abundancia aguas arriba puede deberse a la presencia del obstáculo, que impide o reduce el paso de nuevos ejemplares aguas arriba. Debe tenerse en cuenta que desde 2011 se realizan traslados de *A. anguilla* en los afluentes de la parte española, lo que puede tener un efecto importante en las densidad y biomasa de esta especie en los tramos de estudio.

### 3.2.3 Río Caselas

En el río Caselas se capturaron nueve especies, además de un individuo híbrido de *P. duriense* y *A. arcasii* (tablas 7 y 8). En total se capturaron 1962 individuos. *C. paludica*, *G. lozanoi* y *P. flesus* solo se capturaron en el tramo muestreado aguas abajo de los obstáculos de estudio, debido su incapacidad para superar el primero de ellos. *A. arcasii* y *P. duriense* x *A. arcasii* solo se capturaron aguas arriba, tramo en el que se encuentra el hábitat más apropiado para estas especies. Como ya se comentó para el

río Pego, el confinamiento de poblaciones entre obstáculos puede provocar o facilitar la aparición de híbridos como el registrado (*P. duriense* x *A. arcasii*).

*A. anguilla* y *S. salar* aparecen a ambos lados del obstáculo y con menores abundancias aguas arriba. Esto se debe a que la presencia del obstáculo reduce la llegada de ejemplares en migración de ambas especies aguas arriba. Debe recordarse que se trata de especies diádromas y que por lo tanto deben realizar migraciones entre el mar y el río para completar su ciclo vital. La situación contraria se observó con *P. marinus*, *P. duriense* y *S. trutta* como especies más abundantes aguas arriba que aguas abajo del obstáculo, causada por la presencia de un hábitat más adecuado para *P. marinus*, *P. duriense* y utilizado también por los ejemplares de mayor tamaño de *S. trutta*.

Tabla 7. Densidad por especie (ind. m<sup>-2</sup>) registrada en las localidades de muestreo del río Caselas. -1 y +1 corresponden a los tramos muestreados aguas abajo y arriba del obstáculo de estudio, respectivamente. - : especie no capturada. \* Solo se capturaron individuos menores de 5 cm de longitud furcal. Año 2017.

Especie	Caselas M-R				
	Caselas -1	Obstáculo	Caselas 0	Obstáculo	Caselas +1
<i>P. marinus</i>	-		0.004		0.01
<i>A. anguilla</i>	0.37		0.27		0.06
<i>A. arcasii</i>	-		-		0.20
<i>C. paludica</i>	0.01		-		-
<i>G. lozanoi</i>	0.24		-		-
<i>P. duriense</i>	0.000*		-		0.05
<i>S. salar</i>	0.14		0.02		0.001
<i>S. trutta</i>	0.24		0.20		0.13
<i>P. flesus</i>	0.003		-		-
<i>P. duriense</i> x <i>A. arcasii</i>	-		-		0.00

Tabla 8. Biomasa por especie (g m<sup>-2</sup>) registrada en las localidades de muestreo del río Caselas. -1 y +1 corresponden a los tramos muestreados aguas abajo y arriba del obstáculo de estudio, respectivamente. - : especie no capturada. \* Solo se capturaron individuos menores de 5 cm de longitud furcal. Año 2017.

Especie	Caselas M-R				
	Caselas -1	Obstáculo	Caselas 0	Obstáculo	Caselas +1
<i>P. marinus</i>	-		0.03		0.05
<i>A. anguilla</i>	3.56		2.16		0.08
<i>A. arcasii</i>	-		-		1.12
<i>C. paludica</i>	0.06		-		-
<i>G. lozanoi</i>	2.26		-		-
<i>P. duriense</i>	0.000*		-		0.28
<i>S. salar</i>	1.41		0.04		0.002
<i>S. trutta</i>	3.20		1.35		8.72
<i>P. flesus</i>	0.02		-		-
<i>P. duriense</i> x <i>A. arcasii</i>	-		-		0.03

### 3.2.4 Río Deva

En los muestreos realizados en el río Deva se contabilizaron un total de seis especies y 1244 individuos. Las especies *A. arcasii* y la forma anádroma de *S. trutta* (reo) solo se capturaron aguas abajo del obstáculo de estudio, infranqueable para ambas especies. Por el contrario, *S. carolitertii* solo se capturó aguas arriba del mismo, donde existe un hábitat más adecuado para la especie. *Anguilla anguilla*, *S. trutta*, *P. duriense* y *S. salar* fueron capturadas a ambos lados del obstáculo todas ellas con menor densidad y biomasa aguas arriba (solo biomasa para *S. salar*), debido una vez más a la restricción de la migración aguas arriba causada por el obstáculo. Solo en el caso de *S. salar* la densidad fue mayor aguas arriba debido a la existencia de individuos de repoblación.

Tabla 9. Densidad por especie (ind. m<sup>-2</sup>) registrada en las localidades de muestreo del río Deva. -1 y +1 corresponden a los tramos muestreados aguas abajo y arriba del obstáculo de estudio, respectivamente. - : especie no capturada. \* Solo se capturaron individuos menores de 5 cm de longitud furcal. Año 2017.

Especie	Deva M-R			
	Deva -2	Deva -1	Obstáculo	Deva +1
<i>A. anguilla</i>	x	0.05		0.07
<i>A. arcasii</i>	-	0.000*		-
<i>P. duriense</i>	x	0.10		0.01
<i>S. carolitertii</i>	-	-		0.0003
<i>S. salar</i>	-	0.01		0.02
<i>S. trutta</i>	x	0.33		0.02
Reos	x	0.09		-

Tabla 10. Biomasa por especie (g m<sup>-2</sup>) registrada en las localidades de muestreo del río Deva. -1 y +1 corresponden a los tramos muestreados aguas abajo y arriba del obstáculo de estudio, respectivamente. x Especie presente pero biomasa no determinada. - : especie no capturada. \* Solo se capturaron individuos menores de 5 cm de longitud furcal. Año 2017.

Especie	Deva M-R			
	Deva -2	Deva -1	Obstáculo	Deva +1
<i>A. anguilla</i>	x	0.79		0.62
<i>A. arcasii</i>	-	0.000*		-
<i>P. duriense</i>	x	5.72		0.17
<i>S. carolitertii</i>	-	-		0.003
<i>S. salar</i>	-	0.64		0.12
<i>S. trutta</i>	x	24.18		1.54
Reos	x	18.33		-

### 3.3 Localidades asociadas a obstáculos (año 2018)

#### 3.3.1 Río Pego

En el río Pego se capturaron un total de 1194 individuos pertenecientes a 10 especies.

Tabla 11. Densidad por especie (ind. m<sup>-2</sup>) registrada en las localidades de muestreo del río Pego. -1 y +1 corresponden a los tramos muestreados aguas abajo y arriba del obstáculo de estudio respectivamente. - : especie no capturada. Año 2018.

Especie	Pego M-R		
	Pego -1	Obstáculo	Pego +1
<i>P. marinus</i>	0.02		
<i>A. anguilla</i>	0.27		0.09
<i>A. arcasii</i>	0.11		0.36
<i>C. paludica</i>	0.11		0.17
<i>G. aculeatus</i>	0.09		
<i>G. lozanoi</i>	0.14		0.30
<i>L. gibbosus</i>	0.02		
<i>P. duriense</i>	0.11		0.01
<i>S. salar</i>	0.06		
<i>S. trutta</i>	4.87		0.06

Tabla 12. Biomasa por especie (g m<sup>-2</sup>) registrada en las localidades de muestreo del río Pego. -1 y +1 corresponden a los tramos muestreados aguas abajo y arriba del obstáculo de estudio respectivamente. x Especie presente pero biomasa no determinada. - : especie no capturada. Año 2018.

Especie	Pego M-R		
	Pego -1	Obstáculo	Pego +1
<i>P. marinus</i>	0.15		
<i>A. anguilla</i>	4.13		1.79
<i>A. arcasii</i>	1.38		1.49
<i>C. paludica</i>	0.62		0.57
<i>G. aculeatus</i>	0.08		
<i>G. lozanoi</i>	1.57		1.21
<i>L. gibbosus</i>	0.18		
<i>P. duriense</i>	9.72		x
<i>S. salar</i>	0.24		
<i>S. trutta</i>	0.24		3.62

Las especies *P. marinus*, *G. aculeatus*, *L. gibbosus* y *S. salar* solo se capturaron aguas abajo del obstáculo, infranqueable o difícilmente franqueable (*S. salar*) en condiciones normales para estas especies. Cabe destacar el caso de *L. gibbosus*, especie invasora que podría aumentar su distribución con la permeabilización del obstáculo. Si bien, en el río Pego solo apareció en zonas alejadas del

obstáculo, cercanas a la desembocadura, tal y como ocurre en otros afluentes del río Miño, lo que sugiere que no se dispersa aguas arriba debido a las características del hábitat. Por ello, el riesgo por una posible dispersión aguas arriba de esta especie invasora con la permeabilización de este obstáculo se considera bajo.

Las demás especies registradas se capturaron a ambos lados del obstáculo; no obstante, se registraron diferencias en densidad y biomasa debido a las diferencias de hábitat aguas arriba y abajo y a la restricción en la migración.

### 3.3.2 Río Furnia

En el río Furnia se capturaron 509 individuos pertenecientes a ocho especies.

Tabla 13. Densidad por especie (ind. m<sup>-2</sup>) registrada en las localidades de muestreo del río Furnia. -1 y +1 corresponden a los tramos muestreados aguas abajo y arriba del obstáculo de estudio respectivamente. - : especie no capturada. Año 2018.

Especie	Furnia M-R		
	Furnia -1	Obstáculo	Furnia +1
<i>P. marinus</i>	0.01		0.14
<i>A. anguilla</i>	0.11		0.05
<i>A. arcasii</i>	0.02		0.03
<i>C. paludica</i>	0.004		-
<i>G. lozanoi</i>	0.01		0.01
<i>P. duriense</i>	0.05		0.002
<i>S. salar</i>	0.02		-
<i>S. trutta</i>	0.14		0.04

Tabla 14. Biomasa por especie (g m<sup>-2</sup>) registrada en las localidades de muestreo del río Furnia. -1 y +1 corresponden a los tramos muestreados aguas abajo y arriba del obstáculo de estudio respectivamente. - : especie no capturada. Año 2018.

Especie	Furnia M-R		
	Furnia -1	Obstáculo	Furnia +1
<i>P. marinus</i>	0.08		0.03
<i>A. anguilla</i>	1.83		1.50
<i>A. arcasii</i>	0.09		0.34
<i>C. paludica</i>	0.02		-
<i>G. lozanoi</i>	0.10		0.22
<i>P. duriense</i>	5.43		0.48
<i>S. salar</i>	0.37		-
<i>S. trutta</i>	5.61		2.06

Como se observa en las tablas 13 y 14 *C. paludica* y *S. salar* solo fueron capturadas aguas abajo del obstáculo. Las demás especies fueron capturadas a ambos lados del obstáculo, con ciertas diferencias en densidad y biomasa entre ambos tramos. En este sentido destaca el caso de las larvas de *P. marinus*, con una elevada abundancia poblacional aguas arriba del obstáculo debido al abundante hábitat larvario presente en ese tramo.

### 3.3.3 Río Caselas

En el río Caselas se capturaron 1672 individuos 10 especies, además de individuos híbridos de *P. duriense* x *A. arcasii* (tablas 15 y 16). El confinamiento de poblaciones entre obstáculos puede provocar o facilitar la aparición de híbridos como el registrado. *Lepomis gibbosus*, *S. carolitertii* y *S. salar* solo se capturaron en el tramo muestreado aguas abajo de los obstáculos de estudio.

Tabla 15. Densidad por especie (ind. m<sup>-2</sup>) registrada en las localidades de muestreo del río Caselas. -1 y +1 corresponden a los tramos muestreados aguas abajo y arriba del obstáculo de estudio respectivamente. - : especie no capturada. \* Solo se capturaron individuos menores de 5 cm de longitud furcal. Año 2018.

Especie	Caselas M-R				
	Caselas -1	Obstáculo	Caselas 0	Obstáculo	Caselas +1
<i>P. marinus</i>	0.01		-		0.03
<i>A. anguilla</i>	0.37		0.13		0.07
<i>A. arcasii</i>	0.03		0.01		0.16
<i>C. paludica</i>	0.03		0.01		0.01
<i>G. lozanoi</i>	0.24		-		0.01
<i>L. gibbosus</i>	0.005		-		-
<i>P. duriense</i>	0.41		0.08		0.04
<i>S. carolitertii</i>	0.003		-		-
<i>S. salar</i>	0.04		-		-
<i>S. trutta</i>	0.06		0.07		0.05
<i>P. duriense</i> x <i>A. arcasii</i>	0.003		-		0.002

Tabla 16. Biomasa por especie (g m<sup>-2</sup>) registrada en las localidades de muestreo del río Caselas. -1 y +1 corresponden a los tramos muestreados aguas abajo y arriba del obstáculo de estudio respectivamente. - : especie no capturada. \* Solo se capturaron individuos menores de 5 cm de longitud furcal. Año 2018.

Especie	Caselas M-R				
	Caselas -1	Obstáculo	Caselas 0	Obstáculo	Caselas +1
<i>P. marinus</i>	0.04		-		0.10
<i>A. anguilla</i>	2.43		1.17		2.14
<i>A. arcasii</i>	0.34		-		0.89
<i>C. paludica</i>	0.15		-		-
<i>G. lozanoi</i>	2.09		-		0.02
<i>L. gibbosus</i>	0.03		-		-
<i>P. duriense</i>	12.19		4.54		0.52
<i>S. carolitertii</i>	0.07		-		-
<i>S. salar</i>	0.96		-		-
<i>S. trutta</i>	2.64		-		2.62
<i>P. duriense</i> x <i>A. arcasii</i>	0.12		-		0.04

### 3.3.4 Río Deva

En los muestreos realizados en el río Deva se contabilizaron un total de cinco especies y 352 individuos. La especie *S. carolitertii* solo se capturó, al igual que sucedió en los muestreos realizados en 2017, aguas arriba del mismo, donde existe un hábitat más adecuado para ella.

Tabla 17. Densidad por especie (ind. m<sup>-2</sup>) registrada en las localidades de muestreo del río Deva. -1 y +1 corresponden a los tramos muestreados aguas abajo y arriba del obstáculo de estudio respectivamente. - : especie no capturada. \* Solo se capturaron individuos menores de 5 cm de longitud furcal. Año 2018.

Especie	Deva M-R		
	Deva -1	Obstáculo	Deva +1
<i>A. anguilla</i>	0.01		0.01
<i>P. duriense</i>	0.08		0*
<i>S. carolitertii</i>	-		0.002
<i>S. salar</i>	0.16		0.02
<i>S. trutta</i>	0.01		0.01

Tabla 18. Biomasa por especie (g m<sup>-2</sup>) registrada en las localidades de muestreo del río Deva. -1 y +1 corresponden a los tramos muestreados aguas abajo y arriba del obstáculo de estudio respectivamente. x Especie presente pero biomasa no determinada. - : especie no capturada. \* Solo se capturaron individuos menores de 5 cm de longitud furcal. Año 2018.

Especie	Deva M-R		
	Deva -1	Obstáculo	Deva +1
<i>A. anguilla</i>	0.19		0.28
<i>P. duriense</i>	7.01		0*
<i>S. carolitertii</i>	-		x
<i>S. salar</i>	1.67		x
<i>S. trutta</i>	2.37		0.28

### 3.4 Localidades asociadas a obstáculos (año 2019)

#### 3.4.1 Río Caselas

Se capturaron 598 individuos pertenecientes a 10 especies, además de 2 individuos híbridos de *P. duriense* y *A. arcasii* (tabla 18). El confinamiento de poblaciones entre obstáculos puede provocar o facilitar la aparición de híbridos como el registrado. *Cobitis paludica*, *G. lozanoi*, *P. flesus* y *S. salar* solo se capturaron en el tramo muestreado aguas abajo de los obstáculos de estudio. Cabe destacar la captura de la especie invasora *C. auratus* aguas arriba de los obstáculos y que no se registró en ese tramo en campañas anteriores, previas a la restauración de la conectividad fluvial.

Tabla 19. Densidad por especie (ind. m<sup>-2</sup>) registrada en las localidades de muestreo del río Caselas. - : especie no capturada. -1, 0 y +1 corresponden a los tramos muestreados aguas abajo, entre y aguas arriba de los obstáculos de estudio respectivamente. Año 2019.

Especie	Caselas M-R				
	Caselas -1	Obstáculo	Caselas 0	Obstáculo	Caselas +1
<i>P. marinus</i>	-		0.072		0.107
<i>A. anguilla</i>	0.044		0.180		0.086
<i>A. arcasii</i>	0.002		-		0.004
<i>C. auratus</i>	-		-		0.002
<i>C. paludica</i>	0.003		-		-
<i>G. lozanoi</i>	0.052		-		-
<i>P. duriense</i>	0.000		-		0.023
<i>P. flesus</i>	0.002		-		-
<i>S. salar</i>	0.022		-		-
<i>S. trutta</i>	0.039		0.373		0.170
<i>P. duriense</i> x <i>A. arcasii</i>	-		-		0.004

### 3.5 Localidades asociadas a obstáculos (año 2020)

#### 3.5.1 Río Caselas

Se capturaron 584 individuos pertenecientes a 10 especies, además de 1 individuo híbrido de *P. duriense* y *A. arcasii* (tabla 20), cuya aparición puede estar provocada o facilitada por el confinamiento de la población aguas arriba de los obstáculos.

*Cobitis paludica*, *G. lozanoi* y *P. flesus* solo se capturaron en el tramo muestreado aguas abajo de los obstáculos de estudio, debido su incapacidad para superar el primero de ellos. No se detectaron ejemplares de la especie invasora *C. auratus* aguas arriba de los obstáculos.

*A. anguilla* y *S. salar* aparecen a ambos lados del obstáculo, aunque su abundancia es aún menor aguas arriba de los obstáculos que aguas debajo de los mismos. La presencia del obstáculo se hace menos patente, pero aún reduce la llegada de ejemplares en migración de ambas especies aguas arriba, principalmente en el caso de la anguila. Debe recordarse que los ejemplares de salmón corresponden a juveniles de tamaño pequeño, para los que el funcionamiento de la escala instalada no es óptimo, ya que está diseñada para permitir el ascenso de reproductores y ejemplares de mayor tamaño. La situación contraria se observó con *P. marinus*, *P. duriense* y *S. trutta* como especies más abundantes aguas arriba que aguas abajo del obstáculo, causada por la presencia de un hábitat más adecuado para *P. marinus* y *P. duriense* y utilizado también por los ejemplares de mayor tamaño de *S. trutta*.

Tabla 20. Densidad por especie (ind. m<sup>-2</sup>) registrada en las localidades de muestreo del río Caselas. - : especie no capturada. -1, 0 y +1 corresponden a los tramos muestreados aguas abajo, entre y aguas arriba de los obstáculos de estudio respectivamente. Año 2020.

Especie	Caselas M-R				
	Caselas -1	Obstáculo	Caselas 0	Obstáculo	Caselas +1
<i>P. marinus</i>	0.001		0.006		0.107
<i>A. anguilla</i>	0.023		0.180		0.086
<i>A. arcasii</i>	0.002		-		0.004
<i>C. auratus</i>	-		-		-
<i>C. paludica</i>	0.009		-		-
<i>G. lozanoi</i>	0.120		-		-
<i>P. duriense</i>	0.028		-		0.033
<i>P. flesus</i>	0.003		-		-
<i>S. salar</i>	0.022		-		0.009
<i>S. trutta</i>	0.030		0.073		0.193
<i>P. duriense</i> x <i>A. arcasii</i>	-		-		0.002

### 3.6 Área de especial protección para la reproducción de *Petromyzon marinus* en el río Hospital o Da Briña

El recuento de nidos de freza en el tramo estudiado dio como resultado la localización de 60 nidos, además de varios ejemplares reproductores localizados en sus nidos o en las cercanías, y cinco individuos post-reproductores hallados muertos en la zona cercana a la desembocadura (fig. 11).



Figura 11. Arriba: nidos de *P. marinus* en el río Hospital. Abajo: ejemplares de *P. marinus* durante la construcción del nido en el río Hospital (izquierda) y un ejemplar muerto tras la reproducción (derecha).

Los muestreos realizados mediante pesca eléctrica constataron la presencia de una población larvaria con individuos pertenecientes a diferentes clases de edad (fig. 9), lo que indica que se trata de un área de reproducción utilizada de forma recurrente por la especie.

La ausencia en la figura 9 de los individuos 0+ (individuos que aún no tienen un año de vida) se debe a que la fecha en la que se realizó el muestreo fue demasiado temprana (cercana a la reproducción) como para detectar estos individuos. También debemos mencionar la ausencia de individuos de entre 15 y 20 cm, a pesar de que los ammocetes pueden llegar a los 20 cm de longitud total (Silva *et al.*, 2016b). Esto puede deberse a la migración progresiva que se produce durante la etapa larvaria desde las zonas de freza hacia tramos más bajos; en este caso, al hallarse la zona de freza tan cercana a la desembocadura en el río Miño, estos ejemplares podrían haber recorrido ya este tramo del río Hospital

y hallarse en el Miño. Además, aunque los ammocetes deben alcanzar un tamaño y reserva energética mínimos para realizar la metamorfosis, esta se produce en individuos a partir de los 10 cm de longitud total (Silva *et al.*, 2016b), no siendo necesario acercarse al valor máximo de longitud total registrado para un ammocete (20 cm).

Las clases de talla 2+ y 3+ se presentan juntas (fig. 12) debido a que en esos estados del desarrollo el solapamiento de tallas entre cohortes es muy elevado, lo que impide una correcta separación de las mismas (Quintella *et al.*, 2003).

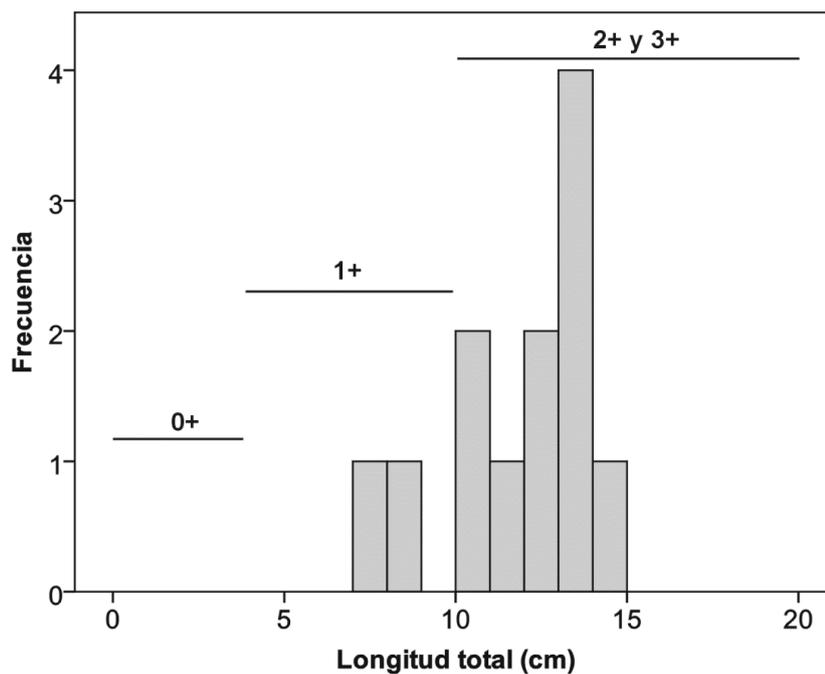


Figura 12. Distribución de frecuencias de longitud total de ammocetes capturados en el río Hospital.

Los resultados obtenidos muestran que se trata de un área de reproducción utilizada de forma recurrente por la especie y donde la reproducción es exitosa, por lo que se consideró adecuada y necesaria la propuesta inmediata de este tramo del río Hospital como zona de especial protección para la reproducción y conservación de *P. marinus*.

Esta propuesta ha sido tomada en cuenta por la Administración, de modo que la Xunta de Galicia declaró la veda de pesca para la lamprea en este río en el año 2020.

## 4 Consideraciones finales

En las localidades seleccionadas se capturaron un total de 17 especies, cuatro de ellas diádromas. También se capturaron cinco especies exóticas, aunque su presencia fue casi exclusiva del río Miño. Los ríos Pego, Hospital, Furnia y Caselas presentan prácticamente las mismas especies, con pocas excepciones; sin embargo, en el río Deva el número de especies capturadas es sensiblemente menor, debido a la presencia de un obstáculo natural situado aguas abajo de las localidades de muestreo, que limita el acceso de algunas especies a la zona desde el río Miño (*Petromyzon marinus*, *Atherina boyeri*, *Platichthys flesus*, *Gobio lozanoi* y todas las exóticas).

Las diferencias en la composición y en la densidad y biomasa de especies aguas arriba y aguas abajo de los obstáculos de estudio se deben a varios factores causados directamente por la barrera. El impacto más claro ocurre cuando el obstáculo es infranqueable, por lo que ciertas especies están presentes aguas abajo pero no aguas arriba del mismo. Esto es más frecuente en las especies de menor capacidad natatoria como la lamprea o las especies residentes de menor tamaño. Sin embargo, también se observó para las especies de mayor capacidad natatoria como el salmón o el reo.

Dependiendo de sus características, un obstáculo puede ser infranqueable para unas especies y no para otras. También existen obstáculos parcialmente remontables para una determinada especie, es decir, que solo pueden ser superados por una parte de la población, normalmente por los individuos de mayor tamaño y capacidad natatoria y que dispongan de la energía suficiente. La permeabilidad del obstáculo también puede sufrir variaciones temporales, siendo remontable o no para una especie o grupo de individuos dependiendo de factores ambientales, especialmente del caudal y la temperatura. En general, los caudales elevados facilitan el paso, ya que reducen la diferencia de cota a salvar, aunque en algunos casos pueden dificultarlo debido a las elevadas velocidades de corriente (Tummers *et al.*, 2016; Silva *et al.*, 2017). Asimismo, la capacidad natatoria de los individuos está estrechamente ligada a la temperatura ambiental (Lucas & Baras, 2001). La permeabilidad parcial del obstáculo hace que el número de individuos que llega a los tramos situados aguas arriba sea inferior a la que se daría en condiciones normales, provocando una menor abundancia de la población, como reflejan los datos de densidad y biomasa presentados en este informe.

La reducción de la población aguas arriba de los obstáculos es más clara en las especies diádromas, que necesitan realizar migraciones entre el mar y el río. Las especies residentes pueden mantener poblaciones estables y reproductoras aguas abajo y arriba de obstáculos infranqueables, por lo que pueden presentar abundancias similares o incluso mayores aguas arriba del obstáculo, ya que estas

estarán más afectadas por las características del hábitat que por la restricción en la migración. No obstante, las especies residentes también realizan desplazamientos a lo largo del curso fluvial relacionados con la reproducción, la alimentación, la búsqueda de refugio, etc. (Cobo *et al.*, 2015). Por ello, la presencia de obstáculos también provoca un impacto significativo en estas especies, entre los que se incluye el aislamiento de las poblaciones, mayor mortalidad, mayor riesgo de desaparición de la población por impactos externos, mayor competencia, pérdida de diversidad genética, etc.

Además de las restricciones de movimientos de remonte y descenso, los obstáculos provocan una modificación significativa del hábitat fluvial que será mayor cuanto mayor sea el tamaño de la estructura. Así, aguas arriba de estas construcciones se produce un embalsamiento de agua y, por lo tanto, unas características más propias de un ecosistema léntico: aumento de la profundidad, descenso de la velocidad de corriente, aumento de la sedimentación, con mayor porcentaje de las fracciones de sedimento más finas, aumento de la superficie húmeda, etc. Este cambio de hábitat favorece la presencia y aumento poblacional de las especies de ambientes lénticos como los Ciprínidos, en detrimento de las especies características de hábitats lóticos como los Salmónidos, tal y como se observó en el presente estudio.

En general se observó una reducción clara de la población de algunas especies aguas arriba de los obstáculos, como en los casos del salmón, la boga, el reo y la anguila. En otros casos, como en la bermejuela (*Achondrostoma arcasii*) y las larvas ammocetes de lamprea marina (*Petromyzon marinus*), se hallaron poblaciones mayores aguas arriba de los obstáculos porque las modificaciones hidromorfológicas que éstos suponen para el medio (zonas lénticas, acumulación de arena, ...) favorecen a estas especies.

En el río Caselas se observó un descenso en la densidad de perca sol, gobio y colmilleja (*Lepomis gibbosus*, *Gobio lozanoi* y *Cobitis paludica*) aguas arriba y abajo de los obstáculos después de la intervención, como consecuencia de la recuperación de las condiciones naturales del hábitat, más reófilo y con un cambio notable del sustrato hacia gravas y cantos en vez del sedimento fino que ocupaba la mayor parte del lecho. Los resultados señalarían a una ruptura del proceso de difusión estratificada al desaparecer los ambientes "trampolín" de la dispersión.

La permeabilización favoreció la movilidad de los individuos de menor tamaño de las especies autóctonas a lo largo del río, aumentando su abundancia en cinco especies: bermejuela (*A. arcasii*), lamprea marina (*P. marinus*), boga del Duero (*Pseudochondrostoma duriense*), salmón (*Salmo salar*) y trucha común (*Salmo trutta*), con la única excepción de la anguila europea (*Anguilla anguilla*), en la que aumentó la abundancia de los individuos de clases de talla mayores.

Ha de tenerse en cuenta que en el caso de la anguila se han capturado miles de ejemplares desde el año 2011 en el ascensor situado en la presa de Frieira (primer obstáculo infranqueable para las especies diádromas en el curso principal del río Miño) y posteriormente han sido translocadas a varios de los afluentes de la margen española, incluyendo los ríos de estudio. Se trata de una labor positiva en favor de la conservación de las poblaciones del Miño de esta especie; sin embargo, debido a esta práctica, la presencia y abundancia de la especie en cada tramo de río está muy ligada a las translocaciones realizadas, lo que enmascara el efecto de los obstáculos sobre la especie.

En conclusión, el presente estudio pone en evidencia el impacto significativo de los obstáculos estudiados sobre la ictiofauna y sobre el ecosistema fluvial en general. Estos datos se complementan con los resultados del estudio de marcado-recaptura que se presentan en el “Informe de seguimiento de parámetros biológicos de las poblaciones de peces migradores”, en el que se observó un efecto barrera significativo causado por los obstáculos sobre la migración de las especies presentes en los afluentes de estudio, así como una mejora en la migración

El número de especies invasoras capturadas en las localidades seleccionadas para el inventario de la comunidad de peces evidencia la elevada presencia de especies alóctonas en el río Miño. No obstante, su presencia en los tributarios fue reducida y ligada a la zona de desembocadura de los mismos, lo que sugiere que los ejemplares hallados provenían del río Miño y que la dispersión de estas especies se ve limitada por las características del hábitat fluvial.

Es, sin embargo, importante tener en cuenta la presencia de estas especies y su potencial dispersión a la hora de realizar las actuaciones de restauración fluvial, ya que se podría ampliar su área de distribución y esto podría afectar negativamente a las poblaciones de especies autóctonas.

Así durante los estudios realizados en el río Caselas una vez permeabilizados los obstáculos, se capturó un ejemplar de la especie invasora *C. auratus* aguas arriba de los mismos, zona donde no se había registrado en campañas anteriores. Sin embargo, esta captura fue realizada en 2019, se trataba de un ejemplar pequeño y en los muestreos realizados en la primavera de 2020 no fue detectada la presencia de la especie, por lo que podría incluso tratarse de un ejemplar criado en cautividad y liberado por alguien aguas arriba. No obstante, no se puede afirmar con seguridad, por lo que insistimos en la advertencia del párrafo anterior y, en caso de colocar dispositivos de remonte, se deberían seleccionar modelos o diseños que no sean adecuados para dichas especies.



## 5 Bibliografía

- Antunes C, Cobo F, Araújo MJ. 2015. Iberian inland fisheries. En *Freshwater Fisheries Ecology*, Craig JF (ed). John Wiley & Sons, Ltd.: Chichester; 268–282.
- Araújo MJ. 2011. Ecología e composição nutricional da lampreia-marinha (*Petromyzon marinus*, L.) no rio Minho Internacional. Universidade de Porto.
- Araújo MJ, Silva S, Stratoudakis Y, Gonçalves M, Lopez R, Carneiro M, Martins R, Cobo F, Antunes C. 2016. Sea lamprey fisheries in the Iberian Peninsula. In *Jawless Fishes of the World*, Orlov A, Beamish R (eds). Cambridge Scholars Publishing: Newcastle upon Tyne; 115–148.
- Close D, Fitzpatrick MS, Li HW. 2002. The ecological and cultural importance of a species at risk of extinction, Pacific lamprey. *Fisheries* **27**: 19–25.
- Cobo F, Vieira-Lanero R, Barca S, Sánchez J, Silva S, Nachón D, Gómez P, Morquecho C, Lago L, Couto MT, et al. 2015. *La trucha en la pesca a mosca. La biología de la trucha común*. Sekotia S. L.: Madrid.
- Dekker W. 2003. Did lack of spawners cause the collapse of the European eel, *Anguilla anguilla*? *Fisheries Management and Ecology* **10**: 365–376.
- Denys GPJ, Geiger MF, Persat H, Keith P, Dettai A 2015. Invalidity of *Gasterosteus gymnurus* (Cuvier, 1829) (Actinopterygii, Gasterosteidae) according to integrative taxonomy. *Cybium* 39(1):37-45.
- Doadrio I, Perea S, Garzón-Heydt P, González JL. 2011. *Ictiofauna continental española: bases para su seguimiento*. DG Medio Natural y Política Forestal, MARM: Madrid.
- Kottelat M. 1997. European freshwater fishes. *Biologia* **52**: 1–271.
- Lassalle G, Béguer M, Beaulaton L, Rochard E. 2008. Diadromous fish conservation plans need to consider global warming issues: An approach using biogeographical models. *Biological Conservation* **141**: 1105–1118.
- Limburg KE, Waldman JR. 2009. Dramatic declines in north atlantic diadromous fishes. *BioScience* **59**: 955–965.
- Lucas MC, Baras E. 2001. *Migration of freshwater fishes*. Blackwell Science: Oxford.

- Mota M. 2014. Biology and Ecology of the Allis shad, *Alosa alosa* (Linnaeus, 1758), in the Minho River. Universidade de Porto.
- Mota M, Sousa R, Bio A, Araújo J, Braga C, Antunes C. 2014. Seasonal changes in fish assemblages in the River Minho tidal freshwater wetlands, NW of the Iberian Peninsula. *Annales de Limnologie-International Journal of Limnology* **50**: 185–198.
- Mota M, Rochard E, Antunes C. 2016. Status of the diadromous fish of the Iberian Peninsula: Past, Present and Trends. *Limnetica* **35**: 1–18.
- Nachón D, Vieira-Lanero R, Servia MJ, Barca S, Couto MT, Rivas S, Sánchez J, Silva S, Gómez-Sande P, Morquecho C, et al. 2010. Composición de la ictiocenosis de los afluentes de la margen española del Baixo Miño. En *V Simpósio Ibérico Sobre a Bacia Hidrográfica do Rio Minho* Vilanova da Cerveira; 150–156.
- Quintella BR, Andrade NO, Almeida PR. 2003. Distribution, larval stage duration and growth of the sea lamprey ammocoetes, *Petromyzon marinus* L., in a highly modified river basin. *Ecology of Freshwater Fish* **12**: 286–293.
- Quintella BR, Póvoa I, Almeida PR. 2009. Swimming behaviour of upriver migrating sea lamprey assessed by electromyogram telemetry. *Journal of Applied Ichthyology* **25**: 46–54.
- Río-Barja FJ, Rodríguez-Lestegás F. 1992. *Os Ríos Galegos. Morfoloxía e Réxime*. Consello da Cultura Galega, Ponencia de Patrimonio Natural: Santiago de Compostela.
- Sánchez-Hernández J, Viera-Lanero R, Barca S, Silva S, Lago L, Gómez P, Cobo M, Cobo F. 2018. An update on the fragmented distribution of *Cobitis paludica* (de Buen, 1930) in NW Iberian Peninsula. *Limnetica* **37**: 181–185.
- Silva S, Vieira-Lanero R, Barca S, Servia MJ, Sánchez-Hernández J, Cobo F. 2014. Single pass electrofishing method for assessment and monitoring of larval lamprey populations. *Limnetica* **33**: 217–226.
- Silva S, Barca S, Cobo F. 2016a. Advances in the study of sea lamprey *Petromyzon marinus* Linnaeus, 1758, in the NW of the Iberian Peninsula. In *Jawless Fishes of the World*, Orlov A, , Beamish R (eds). Cambridge Scholars Publishing: Newcastle upon Tyne; 346–385.
- Silva S, Vieira-Lanero R, Barca S, Cobo F. 2016b. Densities and biomass of larval sea lamprey populations (*Petromyzon marinus* Linnaeus, 1758) in north-western Spain and data comparisons with other European regions. *Marine and Freshwater Research* **68**: 116–122.

- Silva S, Lowry M, Macaya-Solis C, Byatt B, Lucas MC. 2017. Can navigation locks be used to help migratory fishes with poor swimming performance pass tidal barrages? A test with lampreys. *Ecological Engineering* **102**: 291–302.
- Thiem JD, Dawson JW, Hatin D, Danylchuk AJ, Dumont P, Gleiss AC, Wilson RP, Cooke SJ. 2016. Swimming activity and energetic costs of adult lake sturgeon during fishway passage. *The Journal of Experimental Biology* **219**: 2534–2544.
- Tummers JS, Winter E, Silva S, O'Brien P, Jang M-H, Lucas MC. 2016. Evaluating the effectiveness of a Larinier super active baffle fish pass for European river lamprey *Lampetra fluviatilis* before and after modification with wall-mounted studded tiles. *Ecological Engineering* **91**: 183–194.
- Vieira-Lanero R, Servia M, Barca S, Couto M, Rivas S, Sánchez J, Nachón D, Silva S, Gómez-Sande P, Morquecho C, et al. 2010. Implicaciones de la fragmentación del hábitat fluvial en la distribución de la ictiofauna en los afluentes de la margen española del Baixo Miño. En *V Simposio Ibérico sobre a Bacia Hidrográfica do Rio Minho* 138–145.



**Interreg**  
España - Portugal

Fondo Europeo de Desarrollo Regional



UNIÓN EUROPEA

  
**MIGRAMIÑO**  
MINHO

[www.migraminho.com](http://www.migraminho.com)



AGÊNCIA  
PORTUGUESA  
DO AMBIENTE



GOBIERNO  
DE ESPAÑA

MINISTERIO  
DE AGRICULTURA Y PESCA,  
ALIMENTACIÓN Y MEDIO AMBIENTE

COMISSÃO  
HIDROGRÁFICA  
DEL MIÑO-IL-GA.



XUNTA  
DE GALICIA



CERVEIRA  
VILA DAS ARTES



**ciimar**  
Centro Interdisciplinar  
de Investigación  
Marinha e Ambiental



**ICNF**  
Instituto da Conservação  
da Natureza e das Florestas



**USC**  
UNIVERSIDADE  
DE SANTIAGO  
DE COMPOSTELA