

Distribución y estado de conservación de la ictiofauna aragonesa



Cristina Abad Ibáñez

Ester Ginés Llorens

Publicaciones del Consejo de Protección de la Naturaleza de Aragón

SERIE CONSERVACIÓN

Distribución y estado de conservación de la ictiofauna aragonesa

Cristina Abad Ibáñez
Ester Ginés Llorens



Agradecimientos

Este libro, que tuvo su germen en el Trabajo de Final de Grado de la Universidad de Zaragoza en 2018 realizado por Cristina Abad, requiere obligatoriamente del agradecimiento a multitud de personas que han colaborado en mayor o menor medida en las distintas fases de su desarrollo, resultando primordial reconocer en primer lugar a Rocío López Flores, codirectora del Trabajo y sin la cual hubiese sido imposible llevarlo a cabo, así como al Tribunal que lo valoró y quienes fueron los primeros en animarnos a su publicación.

También es necesario realizar un reconocimiento a todas aquellas personas que colaboraron en el trabajo de campo y especialmente a los Agentes de Protección de la Naturaleza del Gobierno de Aragón, así como a Javier Sanz, técnico de SARGA que ha realizado la mayoría de las pescas eléctricas de la revisión de 2017, y a los técnicos de los Servicios Provinciales del Departamento de Agricultura, Ganadería y Medio Ambiente: Adela García, Lorenzo Ferrer y Pedro Artigot. Sin olvidar a Ángel Berzosa, especialista en pesca eléctrica y responsable de la gran mayoría de los muestreos que se han realizado en Aragón durante su etapa como Agente de Protección de la Naturaleza.

Al Servicio de Caza, Pesca y Medio Acuático del Gobierno de Aragón, que aportó para su estudio todos los estudios que han desarrollado desde la década de los 80 hasta la actualidad y que fueron incluidos en este trabajo; sin ellos hubiese sido imposible la revisión histórica de la distribución de las especies piscícolas en Aragón.

A Paloma Barrachina, Ramón Jato y Sara Lapesa, grandes conocedores de la ictiofauna de Aragón, que ayudaron en diferentes fases de la redacción de este libro y en la obtención de las distribuciones potenciales de las especies piscícolas en nuestro territorio. Añadir que los trabajos del seguimiento de especies de la provincia de Teruel en el año

2017 y que se integran aquí fueron realizados y dirigidos por Sara Lapesa, a la cual siempre le estaremos agradecidas.

Víctor Sanz Trullén, Jefe de Sección de Estudios y Cartografía del Gobierno de Aragón, que ha participado en su concepción y lo ha revisado, además de su apoyo incondicional en que este libro pudiese hacerse realidad.

A todas las personas que nos han prestado sus fotografías para poder ilustrar las especies y sus hábitats, ya que no siempre resulta fácil dedicar en el campo el tiempo necesario para registrar los ejemplares capturados, gracias a Javier Sanz, Eloi Cruset, Alberto Portero, Ignacio Jauralde, Joaquín Guerrero, Sara Lapesa y Javier Marco.

También un agradecimiento especial a Santiago Osacar, pintor naturalista y referente en el estudio y la difusión de los parajes naturales de nuestras tierras, que con sus ilustraciones de los peces autóctonos de Aragón que incorpora este libro, consideramos que han ayudado a enriquecer sobremedida su contenido.

Tampoco queremos olvidar a todos los técnicos e investigadores que desde hace décadas realizan estudios de ictiofauna, algunos de ellos en Aragón, aportando un conocimiento imprescindible para la conservación de nuestro exclusivo e irreplicable patrimonio ictícola; pese a correr el riesgo de poder olvidar algún nombre, no nos podemos resistir a agradecer su gran labor a Ignacio Doadrio, Adolfo de Sostoa, Carlos Fernández Delgado, Quim Pou i Rovira, Gonzalo A. de Santocildes, Concha Durán, Yasmina Bernat, Ana Almodóvar, Pedro M. Leunda y Javier Álvarez. Sin ellos, todo nuestro trabajo hubiese sido imposible.

Y finalmente a Manuel Alcántara, Jefe de Servicio de Biodiversidad del Gobierno de Aragón, por confiar en nosotras y permitir que este libro pueda finalmente ver la luz.

Dibujo portada: Santiago Osácar Jiménez

ISBN: 978-84-89862-90-6

Depósito legal: Z-1481-2020

Edita: Consejo de Protección de la Naturaleza de Aragón. 2020

© Consejo de Protección de la Naturaleza de Aragón

© del texto: los autores

© de las fotografías y dibujos: los autores

© de los dibujos: Santiago Osácar Jiménez

Diseño y maquetación: Publicomp

Prólogo

Cuando llegué a Aragón, concretamente a Huesca, hace 10 años, me sorprendió enormemente la inmensidad de sus paisajes, la dureza y a la vez, el contraste de sus ecosistemas. De la aridez máxima de los Monegros y sus maravillosas Saladas, a la exuberancia del Pirineo y sus ríos. Los enormes caudales de los ríos fueron una de las cosas que más me asombró, en comparación a lo que conocía hasta ese momento. Vadearlos para recoger muestras no era cosa simple. Curiosamente, para sus gentes, muchas veces pasa desapercibido este enorme atractivo, al que están tan acostumbrados, y que parece que sólo los foranos vemos. Tanto es así, que los que nos dedicamos a la enseñanza debemos de vez en cuando recordarles la importancia de la conservación de todos estos servicios ecosistémicos, de los que tienen la suerte de disfrutar sólo por el hecho de haber nacido en esta tierra, y que con un poco de ayuda y sobre todo, gestión de la buena, pueden durar muchos años más.

Otra de las riquezas con las que me encontré al llegar a Huesca fue la primera promoción de estudiantes del Grado de Ciencias Ambientales de la Universidad de Zaragoza, desde entonces llevamos ya 10 promociones de egresados, que sin saberlo o digamos siendo poco conscientes de ello, han contribuido enormemente y junto a sus directores, a engrosar el conocimiento del medio natural de Aragón.

De la combinación de estos dos elementos han salido grandes trabajos como el que se presenta en

este libro. Un gran esfuerzo hecho por la Ambientóloga, Cristina Abad, guiada por Ester Ginés y de cuyo proceso de construcción fui testigo. Con un resultado extraordinario, en este libro se recopila y resume una gran cantidad de información recogida los últimos 40 años por las técnicas y técnicos de la DGA, sobre la fauna piscícola de Aragón. Los datos corroboran la existencia de una importante amenaza que se cierne sobre los ecosistemas fluviales de Aragón, la dominancia de las especies exóticas invasoras sobre las especies autóctonas, que se abren paso en aquellos hábitats más alterados por las actividades antrópicas. Afortunadamente existen todavía reductos, algunos tramos fluviales, que las autoras muestran en el capítulo final y denominan AICIA (Áreas Importantes para la Conservación de Ictiofauna en Aragón). En estos tramos se encuentran las especies más sensibles, las autóctonas y también las más raras y dignas de ser conservadas.

El mensaje final de este trabajo, a mi entender, es una llamada de atención. Se muestra de forma integral la grave situación de la ictiofauna autóctona en Aragón y los reductos en los que la conservación es esencial y urgente. Se deduce entonces que es imprescindible una gestión y conservación de los cauces a nivel de cuenca y basada en información objetiva e integral del medio. Este libro es una buena fuente de información, ahora toca dar el siguiente paso.

Rocío López Flores

Departamento de Ciencias Agrarias y del Medio Natural
Área de Ecología
Instituto Universitario de Investigación en Ciencias
Ambientales de Aragón (IUCA)
Universidad de Zaragoza

Índice de contenidos

1. INTRODUCCIÓN	9
2. LA SITUACIÓN DE LA ICTIOFAUNA EN ARAGÓN	11
2.1. Ictiofauna continental ibérica	11
2.2. Ictiofauna presente en Aragón	12
2.3. Causas del declive de las especies piscícolas	18
2.4. Marco normativo de la protección de la ictiofauna continental en España	23
2.5. Antecedentes estudios piscícolas relacionados con el estudio.	25
3. ÁMBITO DEL ESTUDIO	27
3.1. Cuenca del río Ebro	27
3.2. Cuenca del río Júcar	27
3.3. Cuenca del río Tajo	30
3.4. Tipologías de las masas de agua en Aragón	30
4. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA DE LOS ESTUDIOS DE ICTIOFAUNA EN ARAGÓN	33
4.1. Datos poblacionales	35
4.2. Datos sobre el hábitat	36
4.3. Datos fisicoquímicos	37
4.4. Metodología de muestreo	38
5. ANÁLISIS GEOGRÁFICO DE LA DISTRIBUCIÓN DE LA ICTIOFAUNA EN ARAGÓN	41
5.1. Distribución potencial de las especies autóctonas	41
5.2. Situación actual de las comunidades piscícolas en Aragón	44
5.3. Fichas de los peces autóctonos de Aragón	57
<i>Achondrostoma arcasii</i> Steindachner, 1866. Bermejuela	58
<i>Anguilla anguilla</i> Linnaeus, 1758. Anguila	62
<i>Barbatula quignardi</i> (Bacescu-Mester, 1967). Lobo de río	66
<i>Barbus haasi</i> Mertens, 1925. Barbo culirrojo, colirrojo o de montaña	72
<i>Cobitis calderoni</i> Bacescu, 1962. Lamprehuela	78
<i>Cobitis paludica</i> de Buen, 1929. Colmilleja	82
<i>Gobio lozanoi</i> Doadrio y Madeira, 2004. Gobio, Cabezudo	86
<i>Luciobarbus graellsii</i> Steindachner, 1866. Barbo de Graells	92
<i>Luciobarbus guiraonis</i> Steindachner, 1866. Barbo mediterráneo	98
<i>Parachondrostoma miegii</i> Steindachner, 1866. Madrilla	102
<i>Parachondrostoma turiense</i> Elvira, 1987. Madrija	108
<i>Phoxinus bigerri</i> Kottelat, 2007. Piscardo	112
<i>Salaria fluviatilis</i> Asso, 1801. Pez fraile o blenio	118
<i>Salmo trutta</i> Linnaeus, 1758. Trucha común	124
<i>Squalius laietanus</i> Doadrio, Kottelat y Sostoa, 2007. Bagre	130
<i>Squalius pyrenaicus</i> (Günther, 1868). Cacho	136
<i>Squalius valentinus</i> Doadrio y Carmona, 2006. Cacho del Mediterráneo	140
6. ANÁLISIS DE LAS AMENAZAS SOBRE LA ICTIOFAUNA EN ARAGÓN	145
6.1. Presiones existentes en las masas de agua y que afectan a la comunidad piscícola	145
6.2. Relación entre las especies piscícolas y las presiones en los tramos fluviales que habitan	147
6.3. Relación de la distribución potencial de las especies piscícolas autóctonas y su distribución actual	148
6.4. Evaluación estadística de la distribución de las poblaciones piscícolas	150
7. DELIMITACIÓN DE ÁREAS IMPORTANTES PARA LA CONSERVACIÓN DE LA ICTIOFAUNA EN ARAGÓN	159
8. COMENTARIOS FINALES	165
9. LISTADO DE ABREVIATURAS Y SIGLAS	167
10. BIBLIOGRAFÍA	169
11. LÁMINAS	173

1. Introducción

El declive de las poblaciones de peces ibéricos autóctonos se encuentra constatada en la gran mayoría de los ríos de la Península Ibérica, y se considera realmente alarmante. Esta situación es consecuencia de una larga sucesión de presiones antrópicas que han degradado a lo largo de la historia los medios acuáticos.

España es un país mediterráneo donde el agua es un recurso escaso en gran parte de su territorio. Se calcula que aproximadamente el 70% del agua disponible es utilizada para la agricultura de regadío, una agricultura intensificada que además utiliza gran cantidad de fertilizantes y plaguicidas que de forma difusa contaminan los medios acuáticos; tampoco son despreciables las necesidades de agua para la actividad industrial y la producción hidroeléctrica. Para satisfacer la elevada demanda de agua se han realizado infinidad de infraestructuras hidráulicas que han modificado los hábitats acuáticos de una manera muy significativa y que han ayudado en mayor o menor medida a la expansión de una ictiofauna alóctona, cada vez más numerosa y mucho más generalista, que ha sabido adaptarse perfectamente a estos ecosistemas profundamente alterados.

A esta escasez y presión sobre el recurso del agua en nuestro país, cabe añadir los efectos del cambio climático sobre los ecosistemas fluviales, si bien los escenarios son múltiples, es muy probable que el descenso de las precipitaciones y la concentración de episodios torrenciales en el tiempo, junto con un incremento de las temperaturas y el consiguiente aumento de la evapotranspiración, tengan como consecuencia un descenso en la calidad de las masas de agua debido al descenso del oxígeno disuelto y un aumento de la eutrofia.

Todas estas presiones que actualmente sufren nuestras masas de aguas continentales y que previsiblemente empeorarán en un futuro cercano, repercuten directamente sobre la fauna piscícola autóctona que de ellas dependen. Considerando

además el elevadísimo grado de endemidad de nuestras especies, hace que todas administraciones competentes en la conservación de la calidad de nuestras aguas y en la conservación de las especies tengan una enorme responsabilidad para desarrollar actuaciones que reviertan esta situación.

Pese a esta situación, muy pocas comunidades autónomas han implementado planes de recuperación o conservación específicos para la ictiofauna, y los que existen se concentran en muy pocas especies. En el caso de Aragón, actualmente no existe ningún plan de gestión que garantice la conservación de alguna de las especies incluidas en el Catálogo de Especies Amenazadas de Aragón (2005).

Para conseguir que Aragón pueda planificar adecuadamente la gestión para la conservación de la ictiofauna presente en su territorio resulta imprescindible valorar cómo han evolucionado sus poblaciones en el tiempo, así como analizar las causas de las variaciones sufridas.

En la actualidad no existe ningún estudio o trabajo publicado donde se haya realizado un análisis específico completo y actualizado de la situación de la ictiofauna en Aragón, como sí se han hecho en otros territorios. Para corregir esta ausencia, el presente trabajo ha desarrollado varios objetivos específicos que ofrecen luz a la situación actual y permitan dilucidar el estado actual de la ictiofauna continental de Aragón, basándose en los datos históricos existentes.

Desde el año 1983 hasta la actualidad se han venido realizando en ríos y embalses de Aragón diferentes estudios específicos para la inventariación de la fauna piscícola. Tras su revisión, a partir de estos datos históricos se han creado mapas de distribución potencial de las especies piscícolas autóctonas de la Comunidad. Por otro lado, se han analizado los resultados de 69 muestreos piscícolas realizados en 2017, así como los de los estudios censales más recientes en 23 embalses

(2008-2017), para obtener una aproximación a la situación actual de las especies, tanto autóctonas como exóticas. Las especies autóctonas han mostrado un declive generalizado con respecto a sus distribuciones potenciales, que ha sido analizado estadísticamente con análisis de correlación de Pearson, Modelo Lineal Generalizado (GLM) y Análisis de Componentes Principales (PCA), junto con variables relativas a presiones sobre las masas de agua, que se han extraído del análisis IMPRESS de la Confederación Hidrográfica del Ebro. Este análisis estudia las presiones que ejerce la actividad humana sobre las masas de agua y el impacto que éstas ocasionan sobre el medio, y sus conclusiones ayudan a evaluar el riesgo de incumplimiento de los objetivos medioambientales que recoge la Directiva Marco del Agua. Los resultados muestran que las especies exóticas invasoras de peces y las presiones sobre el hábitat (la alteración de

caudales naturales y las alteraciones geomorfológicas) están especialmente relacionadas con la reducida presencia de especies autóctonas en los puntos de muestreo estudiados, con respecto a las que potencialmente pueden albergar. No obstante, las interacciones entre nuestros ecosistemas, sus especies y las presiones que actúan sobre ellos, necesitan seguir siendo estudiadas.

Por todo lo expuesto, este trabajo se marca como objetivo principal ampliar el conocimiento sobre la situación actual de las especies piscícolas autóctonas y la distribución potencial que éstas pueden tener en Aragón, como acercamiento a los denominados valores de referencia, al objeto de servir como herramienta para gestores y conservacionistas, sin olvidar la imperiosa necesidad de aportar al público en general la información sobre el estado de conservación de nuestro patrimonio natural y en concreto de la ictiofauna aragonesa.



Río Baliera en Montanuy (Huesca), cuenca del Noguera Ribagorzana, incluido en la tipología de río de montaña mediterránea calcárea (Foto: ©egines).

2. La situación de la ictiofauna en Aragón

2.1. Ictiofauna continental ibérica

La fauna piscícola ibérica tiene unas características muy particulares de gran importancia dentro de un contexto global, ya que presenta un elevado componente de biodiversidad. Se encuentran descritas 61 especies de peces dulceacuícolas en la península ibérica, 13 de ellas en los últimos años, derivado en gran medida del desarrollo de las técnicas moleculares y del trabajo taxonómico (Doadrio, 2011). De estas 61 especies peninsulares, 51 son exclusivamente continentales y 10 pueden realizar parte de su ciclo vital en aguas salobres y/o marinas. Pero más significativo es el grado de endemidad de las especies ya que de las 51 especies estrictamente continentales, 41 especies son endémicas, lo que supone más del 80% de la ictiofauna exclusivamente continental.

Muchas de las especies consideradas no endémicas de la península ibérica, lo son porque su área de distribución se extiende por una pequeña parte del sur de Francia, es el caso de: *Barbatula quignardi*, *Cottus aturi*, *Cottus hispaniolensis*, *Gobio lozanoi*, *Phoxinus phoxinus* y *Squalius laietanus*.

La mayor parte de las especies ibéricas han evolucionado bajo un régimen climático mediterráneo que da lugar a una elevada inestabilidad en los ecosistemas acuáticos, con una variación intra e interanual en la distribución de las precipitaciones. En estos ambientes tan impredecibles, se ha visto favorecida en los peces la capacidad de utilizar prácticamente la totalidad de los hábitats disponibles en los ecosistemas fluviales (Prenda *et al.*, 2002).

La península ibérica es un punto caliente de biodiversidad dentro de Europa (Reyjol *et al.* 2007; Smith y Darwall, 2006), fundamentalmente por el gran número de especies exclusivas que alberga y que no están presentes en otro lugar del mundo, debido al aislamiento de las poblaciones por su carácter insular y las barreras geográficas infranqueables. A esto hay que añadir que la ictiofauna

continental ibérica está muy diferenciada del resto de la fauna europea, al igual que en otras áreas del Mediterráneo, con las que guarda una especial afinidad y donde las especies tienen unas particularidades muy especiales (Smith y Darwall, 2006).

Existen distintas hipótesis que pretenden explicar la colonización de la península ibérica por la ictiofauna continental (Banarescu, 1973, 1989; De la Peña, 1995; Bianco, 1990), pero todo apunta a que el elevado número de endemismos se debe a su origen antiguo, Oligoceno superior – Mioceno inferior, y por el aislamiento de la península respecto a la fauna centroeuropea y africana.

A la exclusividad de las especies piscícolas presentes cabe añadir que los peces ocupan un papel clave en las redes tróficas y en el funcionamiento ecosistémico de nuestros ríos y lagunas, por su mayor longevidad, tamaño y capacidad de movimiento, (Maceda-Veiga y de Sostoa, 2011) y son buenos indicadores del estado del ecosistema (De Sostoa, García de Jalón y García-Berthou, 2005; Karr, 1981; Durán y Pardos, 2005), puesto que integran los efectos directos e indirectos de las tensiones del ecosistema acuático y manifiestan la importancia ecológica de la perturbación (Fausch *et al.*, 1990); y adicionalmente su captura e identificación son relativamente fáciles (Karr, 1981). También pueden suponer una herramienta para la educación ambiental (Maceda-Veiga y Sostoa, 2011; CHE, 2011).

Dada su importancia, resulta especialmente preocupante el mal estado de conservación en el que se encuentran y el serio peligro de desaparición; según Saunders *et al.* (2002), los peces de agua dulce están considerados uno de los grupos de vertebrados más amenazados del mundo, y diversos estudios realizados en diferentes países confirman el declive que sufren desde hace unas décadas (Barletta *et al.*, 2010; Karr *et al.*, 1985; Moyle y Leidy, 1992; UNEP, 2008). En la península ibérica también existe esta problemática (Aparicio *et al.*, 2000; Smith y Darwall, 2006), de las 61 especies de peces continentales

autóctonas que la habitan, 57 deben ser incluidas en alguna categoría de amenaza siguiendo los criterios de la IUCN: 10 especies en peligro crítico, 11 especies en peligro, 30 especies vulnerables, 5 casi amenazadas y una con preocupación menor (Doadrio, 2011).

2.2. Ictiofauna presente en Aragón

En la comunidad autónoma de Aragón están presentes 18 especies piscícolas autóctonas (Tabla 1), pertenecientes a 6 familias.

La familia Cyprinidae, la más representativa de la ictiofauna ibérica, cuenta con 12 especies presentes en Aragón, estando adaptada a casi todos los tipos de hábitat, con predominancia en tramos medios y bajos de los ríos (García y González, 1988).

Dentro de la familia Salmonidae, la única especie autóctona presente es la trucha común (*Salmo trutta*), asociada a zonas de cabecera y de montaña con aguas limpias, con corriente y altos niveles de oxígeno disuelto en el agua.

La familia Cobitidae, peces bentónicos de pequeño tamaño y de carácter termófilo, comprende 2 especies en Aragón que ocupan principalmente los tramos medios de los ríos (De Sostoa, 2002). En

la cuenca del Ebro su distribución se asocia a pendientes onduladas moderadas, propias de los cursos medios, sin embargo, en la cuenca del río Júcar se asocia claramente a los rangos de temperatura máxima del aire, lo que nos indica que probablemente exista una clara relación entre la temperatura del agua y su distribución en ambas cuencas (Nieto, Lizana y Velasco, 2006).

Las otras 3 familias presentes en Aragón cuentan con una sola especie. La anguila (*Anguilla anguilla*, de la familia Anguillidae), antaño presente por todo Aragón, tiene actualmente una presencia testimonial y anecdótica en nuestras aguas desde la creación de los grandes embalses en las cuencas de los ríos Ebro y Júcar a mediados del siglo pasado, barreras infranqueables que han impedido a esta especie catádróma cerrar su ciclo vital.

Tanto el blenio (*Salaria fluviatilis*, familia Blenniidae) como el pez lobo (*Barbatula quignardi*, familia Balitoridae) son especies bentónicas presentes en Aragón; la primera se considera una especie termófila de tramos bajos mientras que el pez lobo suele estar en tramos más altos y se considera especie acompañante de la trucha común en aguas de montaña, aunque su presencia también es significativa en tramos más bajos.



Ejemplar de colmilleja (*Cobitis paludica*) del río Matarraña (Foto: ©jguerrero)

En España, debido al interés pesquero sobre la trucha, desde la década de los 70 del siglo XX (Ministerio de Agricultura, Orden de 22 de octubre de 1970), se ha venido realizando una división de las masas de aguas en función de las especies que las habitan. Así, las aguas continentales donde la especie predominante es la trucha común, con algunas otras consideradas acompañantes como el piscardio (*Phoxinus phoxinus*) o el pez lobo (*Barbatula quignardi*), se declaran como "aguas trucheras". Para el resto de masas de agua se establece el nombre genérico de "aguas ciprínicas". En algunas comunidades autónomas, de cara a la gestión de la actividad de la pesca, se ha incluido el término de "aguas mixtas", que agrupa aquellas masas de agua donde la trucha convive con especies de ciprínidos, pero su presencia ya no es predominante.

En Aragón, en distintos periodos y con objetivos diferentes, han sido introducidas o se han expandido hasta nuestros ríos desde sus lugares de introducción un total de 17 especies piscícolas exóticas

de las 28 que actualmente se encuentran descritas en la península ibérica (Doadrio, 2011), muchas de ellas con carácter invasor y depredadoras de la ictiofauna local. El impacto que sufre la ictiofauna autóctona es denominado por Moyle *et al.* (1986) como "efecto Frankenstein", ya que las consecuencias de estas introducciones en el medio, incluso con objetivos bienintencionados, aunque no analizados previamente, suelen ser insospechables. En el caso de los peces han sido negativas y difícilmente predecibles. Los posibles beneficios a obtener no compensan las presumibles pérdidas de biodiversidad en el ecosistema (Moyle y Moyle, 1995; Cowx, 1997).

En Aragón, teniendo en cuenta que el número de especies autóctonas es 18, la ictiofauna exótica constituye el 48,5% de las especies presentes en nuestros ríos. Estos datos no tienen parangón ni en nuestro territorio, ni en el mundo con ningún otro grupo faunístico y nos da una idea del impacto que puede suponer para su conservación.

Tabla 1 Listado de especies piscícolas autóctonas presentes en Aragón.

Fuente: MARM, 2011, Diputación General de Aragón, 2005. Elaboración propia.

Familia	Especie	Nombre común	UICN Categoría de amenaza ¹	Categoría/estado ²
Salmonidae	<i>Salmo trutta</i>	Trucha común	VU 1cde	-*
Blenniidae	<i>Salaria fluviatilis</i>	Fraile, blenio de río	VU A2ce	PE (VU)
Balitoridae	<i>Barbatula quignardi</i>	Lobo de río	VU A2ce	VU
Cobitidae	<i>Cobitis calderoni</i>	Lamprehuela	VU A1ace+2ce	SAH
	<i>Cobitis paludica</i>	Colmilleja	VU A2ce	SAH
Anguillidae	<i>Anguilla anguilla</i>	Anguila	VU A1acde	IE
Cyprinidae	<i>Luciobarbus graellsii</i>	Barbo de Graells	NT	-*
	<i>Luciobarbus guiraonis</i>	Barbo mediterráneo	VU A2ce	-
	<i>Barbus haasi</i>	Barbo culirroyo	VU A2ce	-*
	<i>Achondrostoma arcasii</i>	Bermejuela	VU A2ce	SAH (LESPRE)
	<i>Parachondrostoma miegii</i>	Madrilla	NT	-*
	<i>Parachondrostoma turiense</i>	Madrilla	EN B1+2bcde	-
	<i>Gobio lozanoi</i>	Gobio	No Amenazada	-*
	<i>Squalius laietanus</i>	Bagre	VU A2ce	VU
	<i>Squalius pyrenaicus</i>	Cacho	VU A2ce	-
	<i>Squalius valentinus</i>	Cacho valenciano	EN B1 + 2c	VU
	<i>Phoxinus phoxinus</i>	Piscardio	VU A2ce	-*
	<i>Tinca tinca</i>	Tenca	No Amenazada	-*

¹ Categorías según criterios de la IUCN y extraída de DOADRIO, I., PEREA, S., GARZÓN-HEYDT, P., Y J.L. GONZÁLEZ. 2011. *Ictiofauna continental española. Bases para su seguimiento*. DG Medio Natural y Política Forestal. MARM. Categoría UICN: En Peligro Crítico (CR), En Peligro (EN), Vulnerable (VU), Casi Amenazada (NT), Preocupación Menor (LC), No amenazadas (NA).

² En la columna "estado" se detalla el régimen de protección en caso de que la especie esté incluida en el *Catálogo de Especies Amenazadas de Aragón* (CEAA), entre paréntesis si está también incluida en el *Catálogo Español de Especies Amenazadas* (CEEA), o si la especie es pescable en Aragón (*). En caso de que esté incluida en el listado de especies silvestres en régimen de protección oficial y no en el catálogo, se ha señalado "(LESPRE)".



Ejemplar de pez sol (*Lepomis gibbosus*) capturado en el río Gállego (Foto: ©egines)

La mayoría de las especies piscícolas exóticas que se localizan en Aragón pueden considerarse aclimatadas (Doadrio *et al.*, 2007), es decir, perduran y se reproducen por sí mismas. En la *Tabla 2* se hace referencia a la inclusión o no de estas especies en el Catálogo español de especies exóticas invasoras, regulado por el Real Decreto 630/2013, lo que implica que la Administración competente debe tomar medidas de prevención, seguimiento y lucha para su erradicación. Estas medidas incluyen la prohibición genérica de posesión, transporte, tráfico y comercio de ejemplares vivos o muertos, y por lo tanto de su pesca (MAGRAMA, 2013), aunque la reciente ley 7/ 2018 de 20 de julio, de modificación de la Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad, ha supuesto novedades con respecto a la gestión de estas especies. Esta modificación permite suspender la catalogación de una especie exótica catalogada o bien descatalogarla, mediante su declaración como "especie naturalizada". Este procedimiento no requiere una justificación

científica o técnica, tal y como especifica el art. 5 del Real Decreto 630/2013, sino únicamente que se detecten motivos imperiosos de interés público, incluidos los de naturaleza social y económica, y podrá ser llevado a cabo por la Comisión Estatal para el Patrimonio Natural y la Biodiversidad. Por otro lado, también permite, para las especies incluidas en el citado catálogo, que su gestión, control o posible erradicación se realice a través de la pesca, y en todas sus modalidades para evitar su extensión fuera de los límites de sus áreas de distribución anteriores a la entrada en vigor de la Ley 42/2007.

Casi todas las especies exóticas han sido introducidas a lo largo del siglo XX, aunque es a finales de este siglo cuando sus distribuciones se han extendido ampliamente por España. La práctica de la pesca en las aguas continentales figura como el motivo principal, bien sea para su captura directa o bien como "peces pasto", como es el caso del alburno o la brema blanca, especies muy prolíficas que les sirven de alimento. Otro motivo ha sido la

mal denominada "mejora de poblaciones", considerando como tal la introducción de especies en ecosistemas que no contenían especies piscícolas de forma natural (Elvira y Almodóvar, 2001), como reseña Doadrio *et al.* (2011) en el lago Bañolas (Cataluña).

Con respecto a la carpa, aunque fue introducida hace siglos con fines ornamentales (Lozano Rey, 1935), no ha llegado a ampliar su distribución y colonizar las aguas, sobre todo embalses, hasta el siglo pasado, cuando es introducida por pescadores e incluso por la administración (ACPES, 2004). En el caso del carpín rojo, su uso como cebo vivo también ha aumentado su expansión durante el siglo XX (Doadrio, 2002), a pesar de llevar siglos en nuestras aguas.



Ejemplares de gambusia (*Gambusia holbrooki*) en el río Matarraña (Foto: ©jsanz)

Tabla 2 Especies piscícolas exóticas aclimatadas en Aragón.

Familia	Especies	Origen	Fecha introducción	Estatus	Propósito introducción	RD 630/2013 ¹
Centrarchidae	Pez sol <i>Lepomis gibbosus</i>	Norte América	1910s	Invasiva	Mejora poblaciones	SI
	Perca americana <i>Micropterus salmoides</i>	Norte América	1950s	Invasiva	Pesca deportiva	SI
Cyprinidae	Brema blanca <i>Blicca bjoerkna</i>	Europa	1990s	Naturalizada	Pesca deportiva	-
	Alburno <i>Alburnus alburnus</i>	Europa	1990s	Invasiva	Pesca deportiva	SI
	Carpín rojo <i>Carassius auratus</i>	Asia	17th	Invasiva	Ornamental	-
	Carpa <i>Cyprinus carpio</i>	Asia	17th	Invasiva	Ornamental	SI
	Rutilo <i>Rutilus rutilus</i>	Europa	1910s	Incierto	Mejora poblaciones	SI
	Escardino <i>Scardinius erythrophthalmus</i>	Europa	1910s	Naturalizada	Mejora poblaciones	SI
Esocidae	Lucio <i>Esox lucius</i>	Europa	1940s	Naturalizada	Pesca deportiva	SI
Ictaluridae	Pez gato <i>Ameiurus melas</i>	Norte América	1910s	Invasiva	Mejora poblaciones	SI
Percidae	Perca de río <i>Perca fluviatilis</i>	Europa	1970s	Naturalizada	Pesca deportiva	SI
	Lucioperca <i>Sander lucioperca</i>	Europa	1970s	Invasiva	Pesca deportiva	SI
Poeciliidae	Gambusia <i>Gambusia holbrooki</i>	Norte América	1920s	Invasiva	Control mosquito (Malaria)	SI
Salmonidae	Trucha arco iris <i>Oncorhynchus mykiss</i>	Norte América	19th	Naturalizada?	Pesca deportiva	SI
	Trucha (centro europea) <i>Salmo trutta</i>	Europa	19th	Naturalizada	Pesca deportiva	-
	Salvelino <i>Salvelinus fontinalis</i>	Europa	19th	Naturalizada	Pesca deportiva	SI
Siluridae	Siluro <i>Silurus glanis</i>	Europa	1970s	Invasiva	Pesca deportiva	SI

¹ Real Decreto 630/2013, de 2 de agosto, por el que se regula el *Catálogo español de especies exóticas invasoras* (Última modificación: 17 de junio de 2016: Sentencia de 16 de marzo de 2016, de la Sala Tercera del Tribunal Supremo). Fuente: Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (2013), Elvira y Almodóvar (2001) y Doadrio *et al.*, (2011). Elaboración propia.

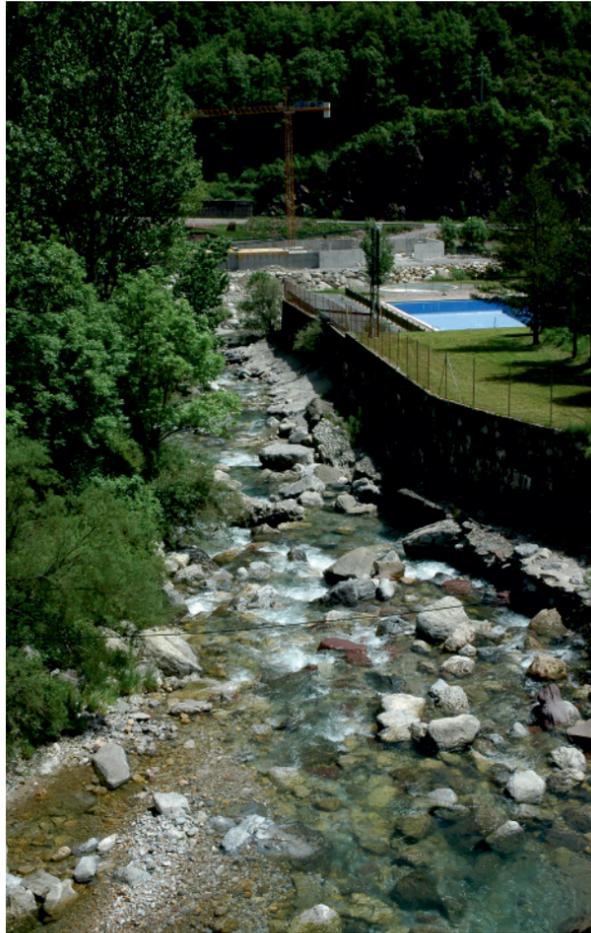
Tabla 3. Requerimientos ecológicos de las especies piscícolas de Aragón

TAXÓN	¹ Tolerancia contaminación	Tolerancia déficit O ₂	² Hábitat trófico	³ Hábitat físico	⁴ Alimentación	⁵ Reproducción	⁶ Migración	⁷ Estatus	⁸ Impactos demostrados y potenciales	⁹ RD 630/2013
<i>Achondrostoma arcasii</i>	TOLE	TOLE	WATE	RHEO	DETR-HERB	PHYT	RESI	Autóctona		
<i>Alburnus alburnus</i>	TOLE	TOLM	WATE	EURY	PLAN	PHYT	RESI	Invasiva	P, TC, HC, Hy, DT, HEA	INCLUIDA
<i>Ameiurus melas</i>	TOLE	TOLE	BENT	EURY	OMNI	PSAM	RESI	Invasiva	P, *C, TC, HEA, BI, DT	INCLUIDA
<i>Anguilla anguilla</i>	TOLE	TOLE	BENT	EURY	INSV	PELA	LONG	Autóctona		
<i>Barbatula quignardi</i>	TOLM	TOLM	BENT	RHEO	INSV	LITH	RESI	Autóctona		
<i>Barbus haasi</i>	INTO	INTO	BENT	RHEO	OMNI	LITH	POTA	Autóctona		
<i>Blicca bjoerkna</i>	TOLE	TOLE	BENT	LIMN	OMNI	PHLI	RESI	Naturalizada	*C, Hy, DT, HEA, TC, HC	
<i>Carassius auratus</i>	TOLE	TOLE	BENT	LIMN	OMNI	PHYT	RESI	Invasiva	P, DT, TC, HC, HEA	
<i>Cobitis calderoni</i>	INTO	INTO	BENT	RHEO	INSV	LITH	RESI	Autóctona		
<i>Cobitis paludica</i>	INTO	INTO	BENT	LIMNO	INSV	LITH	RESI	Autóctona		
<i>Cyprinus carpio</i>	TOLE	TOLE	BENT	EURY	OMNI	PHYT	RESI	Invasiva	P, *C, HC, DT, HEA, TC	INCLUIDA
<i>Esox lucius</i>	TOLM	TOLM	WATE	EURY	PISC	PHYT	POTA	Naturalizada	P, HC, DT	INCLUIDA
<i>Gambusia holbrooki</i>	TOLE	TOLE	WATE	LIMN	INSV	OSTRA-VIVI	RESI	Naturalizada	P, HC, DT	INCLUIDA
<i>Gobio lozanoi</i>	TOLM	TOLM	BENT	EURY	OMNI	PSAM	RESI	Autóctona		
<i>Lepomis gibbosus</i>	TOLE	TOLE	WATE	LIMN	INSV	POLY	RESI	Invasiva	P, *C, TC, BI, DT, HEA	
<i>Luciobarbus guiraonis</i>	TOLM	TOLM	BENT	EURY	OMNI	LITH	POTA	Autóctona		
<i>Luciobarbus graellsii</i>	TOLM	TOLM	BENT	EURY	OMNI	LITH	POTA	Autóctona		
<i>Micropterus salmoides</i>	TOLE	TOLM	WATE	LIMN	PISC	POLY	RESI	Invasiva	P, *C, DT, HC	INCLUIDA
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	TOLM	INTO	WATE	RHEO	INSV	LITH	POTA	Naturalizada	P, *C, TC, HC, DT, BI, Hy	INCLUIDA
<i>Parachondrostoma miegii</i>	TOLM	TOLM	BENT	RHEO	DETR-HERB	LITH	POTA	Autóctona		
<i>Parachondrostoma turiense</i>	TOLM	TOLM	BENT	RHEO	DETR-HERB	LITH	POTA	Autóctona		
<i>Perca fluviatilis</i>	TOLE	TOLM	WATE	EURY	PISC	PHLI	RESI	Naturalizada	P, DT, TC, HEA	INCLUIDA
<i>Phoxinus phoxinus</i>	TOLM	INTO	WATE	RHEO	INSV	LITH	RESI	Autóctona		
<i>Rutilus rutilus</i>	TOLE	TOLE	WATE	EURY	OMNI	PHYT	RESI	Inv./ Natur.	HEA, *C, TC, Hy, DT	INCLUIDA
<i>Salapia fluviatilis</i>	TOLM	TOLM	BENT	LIMN	INSV	SPEL	RESI	Autóctona		
<i>Salmo trutta</i>	INTO	INTO	WATE	RHEO	INSV	LITH	POTA	Autóctona		
<i>Salvelinus fontinalis</i>	INTO	INTO	WATE	RHEO	INSV	LITH	RESI	Naturalizada	P, *C, DT, Hy, TC, HC, BI	INCLUIDA
<i>Sander lucioperca</i>	TOLE	TOLM	WATE	EURY	PISC	PHLI	POTA	Invasiva	P, DT	INCLUIDA
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	TOLE	TOLE	WATE	LIMN	OMNI	PHYT	RESI	Naturalizada	P, *C, Hy, DT, HEA	INCLUIDA
<i>Silurus glanis</i>	TOLE	TOLM	BENT	EURY	PISC	PHYT	RESI	Invasiva	P, DT, HEA	INCLUIDA
<i>Squalius laietanus</i>	TOLM	TOLM	WATE	EURY	INSV	LITH	RESI	Autóctona		
<i>Squalius pyrenaicus</i>	TOLM	TOLM	WATE	EURY	INSV	LITH	RESI	Autóctona		
<i>Squalius valentinus</i>	TOLM	TOLM	WATE	EURY	INSV	LITH	RESI	Autóctona		
<i>Tinca tinca</i>	TOLE	TOLE	BENT	LIMN	OMNI	PHYT	RESI	Autóctona		

Información extraída y adaptada de: Informe Técnico Sistema de evaluación de la comunidad piscícola en ríos de la CAPV (Proyecto FAME: <http://fame.boku.ac.at/>) [1,2,3,4,5,6] y Leunda, P. Impacts of non-native fishes on Iberian freshwater ichthyofauna: current knowledge and gaps [7,8]. Elaboración propia.

- Tolerancia a la contaminación y déficit de O₂:** tolerantes (TOLE), tolerantes medias (TOLM) y no tolerantes (INTO) refleja la sensibilidad general hacia impactos relacionados con la contaminación orgánica y la eutrofización del agua.
- Hábitat trófico:** especies pueden alimentarse en la columna de agua (carácter sestónico) (WATE), donde normalmente viven; o en el bentos (BENT), en el caso de las especies bentónicas.
- Hábitat físico:** especies de aguas rápidas (reófilas) (RHEO) y especies de aguas lénticas (limnófilas) (LIMN), especies euríticas (EURY) que se caracterizan por su tolerancia a los cambios de las condiciones de flujo y que no se consideran típicamente reófilas.

- Alimentación:** herbívoros (HERB), detritívoros (DETR), omnívoros (OMNI) y depredadores, piscívoros (PISC), insectívoros/invertívoros (INSV) o planctívoros (PLAN).
- Reproducción:** Las especies litófilas (LITH) requieren sustratos minerales gruesos para la freza. Las especies fitófilas (PHYT) tienden a frezar sobre vegetación. Existen otros hábitos como ostracófilos (OSTR), que frezan en conchas de bivalvos; vivíparos (VIVI), sin puesta; psamófilos (PSAM), en fondos arenosos; fitolitófilos (PHLI), de hábito combinado; espeleófilos (SPEL), bajo piedras o en su espacio intersticial; y polifílicos (POLY), sin hábito reproductor específico.
- Migración:** Los grandes migradores (diádomos) (LONG), especies potamodromas (POTA) realizan desplazamientos migratorios más o menos cortos y dentro del río y las especies que no realizan movimientos migratorios y se consideran residentes (RESI).
- Estatus:** especies autóctonas en Aragón; naturalizadas son aquellas especies introducidas en Aragón por acción antrópica y que se reproducen en el medio natural e invasivas aquellas especies alóctonas que además de reproducirse en el medio natural se propagan y colonizan más allá de los sitios donde han sido introducidas, con o sin la ayuda de los humanos.
- Impactos demostrados y potenciales:** (P) Predación; (TC) Competición por recursos tróficos; (HC) Competición por hábitat; (*C) competición inespecífica; (BI) Interferencia en el comportamiento; (Hy) Hibridación; (DT) Transmisión de enfermedades; (HEA) Alteración del hábitat y el ecosistema.



Ocupación del ámbito fluvial en el río Cinca (Foto: ©egines)

Un caso especial es el de la gambusia, que fue introducido para combatir la malaria debido a su voracidad depredadora de larvas de mosquito. Actualmente es una de las especies exóticas más extendidas en los ríos españoles (Doadrio *et al.*, 2007).

Entre estas especies, 4 de ellas están dentro de la selección realizada por la UICN de las 100 especies exóticas invasoras más dañinas del mundo: carpa, gambusia, perca americana y trucha arco iris (Lowe *et al.*, 2000).

Los requerimientos funcionales y de hábitat, característicos de las distintas especies de peces presentes en Aragón, sean o no autóctonas, se resumen en la *Tabla 3*. Nos han servido para valorar su sensibilidad a diferentes alteraciones del medio que habitan y las interacciones entre las especies.

2.3. Causas del declive de las especies piscícolas

Los factores que están amenazando a la ictiofauna continental ibérica se deben fundamentalmente

al deterioro y destrucción de los hábitats acuáticos (Blanco, 2009), como consecuencia de la degradación ambiental de riberas y lechos fluviales, la contaminación del agua y la construcción de innumerables obstáculos transversales en los cauces; así como la introducción de especies exóticas (Elvira, 1996; De Sostoa, 2002).

Otro factor de amenaza, que comúnmente se tiene mucho menos valorado, es el intercambio de especies debido a las conexiones intercuenas (trasvases). No menos importantes son los que derivan de la pesca continental, tanto por la introducción de especies exóticas de interés deportivo, en su mayoría depredadoras, y de especies para el cebo (“peces pasto”), como la repoblación de ríos con líneas genéticas no autóctonas y que se hibridan con las locales (muy frecuente en los salmónidos). La introducción de especies exóticas piscícolas en nuestros ríos se produjo hasta no hace muchas décadas por la propia Administración (Elvira y Almodóvar, 2001), pero actualmente es mucho más relevante la realizada por aficionados a la pesca, de forma más o menos permitida por la propia Administración, aunque mayoritariamente se realiza de manera ilegal.

Hay que destacar que la alteración que sufrirán los ecosistemas acuáticos debido al cambio climático (Hall *et al.*, 2008), se sentirá de una manera muy significativa en los de carácter mediterráneo, pero sus efectos no están bien valorados en su totalidad y tienen difícil predicción.

2.3.1. Perturbaciones por uso del suelo

Estas perturbaciones son provocadas por actividades relacionadas con la ocupación y uso del territorio, sobre todo en las zonas próximas a las masas de agua, como pueden ser la explotación de los recursos hídricos, tanto para consumo directo como para su uso por las actividades económicas (industria, ocio, etc.), actividades agrícolas y ganaderas, vertederos, explotaciones mineras, vías de comunicación, repoblaciones, deforestaciones, etc. (Saunders *et al.*, 2002).

Alteran el régimen hidrológico y las relaciones suelo-agua en las laderas, teniendo una repercusión inmediata en los cauces en términos de aportaciones totales, distribución de las mismas a lo largo del año, y carga de sedimentos o erosión neta transportada hacia los cauces (Ansola, *et al.*, 2018).

Alteran el régimen hidrológico y las relaciones suelo-agua en las laderas, teniendo una repercusión inmediata en los cauces en términos de aportaciones totales, distribución de las mismas a lo largo del año, y carga de sedimentos o erosión neta

transportada hacia los cauces (Ansola, *et al.*, 2018).

Estas actividades conllevan un empeoramiento de la calidad del agua al alterar sus condiciones físico- químicas y biológicas. Este fenómeno puede ocurrir mediante contaminación difusa (de manera indirecta, mediante el lavado de contaminantes a través del suelo desde fuentes que no es posible establecer con exactitud en un lugar específico, como por ejemplo la agricultura o ganadería), o puntual (en un lugar y con origen concretos), como vertidos industriales, vertidos de depuradoras, etc. de acuerdo con datos de la Confederación Hidrográfica del Ebro (a partir de ahora CHE) (2017).

2.3.2. Perturbaciones por alteraciones en la dinámica natural fluvial; alteraciones hidrológicas y morfológicas

Estas perturbaciones pueden producirse por alteraciones hidrológicas, que causen cambios en el régimen natural de caudales. Pueden ser debidas a extracciones de caudales (pozos, manantiales, tomas de cauce, etc.) y a regulaciones de caudales por embalses.

También pueden generarse perturbaciones al alterar la morfología del río y producirse una pérdida de conectividad, tanto longitudinal como

transversal. Esto puede ser consecuencia de la construcción de obstáculos como presas, azudes y barreras, cambios en la estructura del lecho fluvial, extracción de áridos, canalizaciones, protecciones, coberturas, etc. Así mismo, la invasión de la llanura de inundación del río por usos urbanos también puede producir una pérdida de la dinámica natural de crecidas y deposición de sedimentos (CHE, 2017). Estas perturbaciones sobre la dinámica fluvial pueden suponer el empeoramiento tanto del funcionamiento como del valor ecológico, paisajístico y ambiental de los sistemas fluviales (Ollero, 2007).

La regulación de los caudales mediante embalses es quizás una de las actividades que tiene efecto más negativo en las comunidades biológicas de los ríos, siendo muy raro en la actualidad encontrar en nuestro país, un río permanente que no se encuentre regulado (García de Jalón *et al.*, 1992). Diversos estudios han puesto de manifiesto que la creación de embalses produce una importante modificación en la comunidad de peces, sustituyendo especies reófilas de aguas corrientes por especies de ambientes lénticos. Finalmente, las especies con requerimientos estrictos de hábitat tienden a desaparecer de estos ambientes y son



Azud de derivación para toma de agua en el río Algars (Foto: ©egines)



Tramo canalizado del río Queiles a su paso por Los Fayos (Foto: ©egines)

sustituidas por especies mucho más generalistas, lo que se traduce en una clara reducción de la riqueza de especies y disminución de la abundancia.

Las canalizaciones, dragados o cualquier obra de defensa contra avenidas alteran el régimen hidráulico interior del cauce, y destruye la compleja estructura de las orillas naturales, trayendo consigo en la mayoría de los casos la eliminación de la

vegetación de ribera y el empobrecimiento de la fauna acuática (Ansola, *et al.*, 2018).

La regulación de los caudales es tan extrema que, a nivel mundial, la mayoría de los ríos han sido intervenidos en mayor o menor grado (Blanco, 2009). También en la cuenca del Ebro, donde incluso un 15% por ciento de las masas de agua superficial están catalogadas con masas de agua muy modificadas (CHE, 2015). Todo esto tiene como consecuencia en una pérdida muy significativa del hábitat potencial y aislamiento de las metapoblaciones que, debido a la interrupción de la conectividad fluvial, quedan aisladas (Prenda *et al.*, 2002).

2.3.3. Perturbaciones por introducción de especies alóctonas

Aunque la distribución geográfica de las especies siempre ha sido dinámica (p. ej. con las variaciones históricas del clima o la formación de las cuencas hidrográficas), la capacidad de transporte actual y la globalización económica ha comportado un fuerte aumento de las tasas y distancias de introducción. Muchas de las especies introducidas no se establecen, por ejemplo, porque no son capaces de sobrevivir o reproducirse a bajas temperaturas o condiciones salinas. Algunas sí se establecen y algunas se vuelven invasoras, es decir, amplían su distribución desde el punto de introducción y se vuelven abundantes. En la península tenemos unas 26 especies de peces introducidas o no-nativas, de las cuales unas 12 han sido catalogadas como invasoras (Fausch y García-Berthou 2013).

La introducción de especies alóctonas con carácter invasor, produce un cambio significativo en la estructura o procesos de los ecosistemas. Según la clasificación propuesta por Copp *et al.* (2005), es una de las principales amenazas para la conservación de especies y ecosistemas en general, pues junto con la fragmentación y destrucción de hábitats supone la mayor causa de pérdida de biodiversidad a nivel mundial (Castro-Díez *et al.*, 2004; Rainbow, 1998; Williamson, 1996; Castro-Díez, 2004).

La aparición de estas especies en el ecosistema genera interacciones negativas entre las especies autóctonas y alóctonas mediante diversos mecanismos, como la competencia por el hábitat o por el alimento, la transmisión de enfermedades, aparición de plagas, la hibridación (en las especies genéticamente más próximas) e incluso la modificación de su comportamiento natural. Estos factores actúan en detrimento de las especies autóctonas y acaban desplazándolas (Castro-Díez *et al.*, 2004; CHE, 2011). Aunque no son muchos los



Didymosphenia geminata (moco de roca) de origen americano, cubre los fondos compitiendo con especies autóctonas y alterando los sustratos haciéndolos menos aptos para la reproducción de muchas especies fluviales (Foto: ©egines)

trabajos que establecen una relación directa entre la introducción de especies exóticas y la extinción de las especies autóctonas, un análisis de los datos publicados por la IUCN permite establecer que el 54% de las especies extinguidas lo han sido, en parte, debido a la introducción de especies exóticas y en un 20 % exclusivamente por la presencia de estas (Clavero y García-Berthou, 2005). En los ecosistemas acuáticos este fenómeno adquiere mayor gravedad, debido a su mayor fragilidad, y algunos autores la señalan como una de las principales causas de amenaza para la supervivencia e integridad genética de las especies nativas de peces en todo el mundo (Doadrio *et al.*, 2007; Leprieur *et al.*, 2008).

En la actualidad, los escapes de las granjas de peces, el cultivo de peces ornamentales y especialmente la introducción de especies con interés para la pesca deportiva, son los principales agentes que causan la introducción de especies exóticas en nuestro país (Doadrio *et al.*, 2007), y, como dato importante, el número actual de especies de peces introducidos en la cuenca del Ebro (19) supera al número de especies autóctonas exclusivamente fluviales (14) (De Sostoa *et al.*, 2011).



Ejemplar de perca americana (*Micropterus salmoides*) (Foto: ©jmarco)

No sólo las especies exóticas ajenas a la península ibérica pueden causar impactos en la fauna local. Las traslocaciones de peces entre las cuencas ibéricas son otra causa de pérdida de diversidad biológica. Como ya se ha indicado, la ictiofauna ibérica es, por su origen, diferente a la del resto de la ictiofauna europea, y entre sus particularidades destaca la presencia de comunidades de peces diferentes en cada cuenca hidrográfica, además de su alto número de endemismos. Este fenómeno se debe a un aislamiento geográfico muy antiguo, al menos de forma global. Por tanto, las traslocaciones de peces entre las cuencas de la península ibérica deben tener un impacto tan negativo como la introducción de especies exóticas. Sin embargo, este fenómeno ha sido menos estudiado y se carece de datos de relevancia científica.

2.3.4. Efecto del cambio climático sobre las especies piscícolas

Este trabajo no incorpora ningún análisis de la relación entre las variaciones de la fauna piscícola de Aragón y el cambio climático. Sin embargo, cabe señalar que este factor actúa de manera transversal a todos los comentados (Hall *et al.*, 2008) y acentúa sus efectos.

Los modelos que predicen los escenarios del clima a causa del cambio climático global pronostican que en la península ibérica se producirá una disminución de los caudales base, debido a una disminución de la precipitación y una mayor evapotranspiración resultante del aumento de la temperatura. Lo que conllevará el aumento de ríos temporales con caudales estacionales, el aumento de la temperatura del agua y una disminución del oxígeno disuelto. Ante este escenario y pese que nuestra fauna piscícola, sobre todo las especies endémicas de hábitats mediterráneos están especialmente adaptadas a situaciones climáticas extremas, es muy probable que el resultado sea un claro descenso de la biodiversidad presente en nuestros ríos.

Los trabajos científicos que han modelizado el impacto del cambio climático sobre los peces continentales en ríos mediterráneos ibéricos son muy escasos y las únicas revisiones generales que han considerado a los peces como indicadores son Moreno *et al.* (2005), Elvira (2007) y García-Berthou (2009).

Según recoge el Tercer informe sobre el cambio climático en Catalunya (García-Berthou, 2017), el cambio climático puede favorecer la presencia de las especies acuáticas exóticas introducidas en



Río Guadalope, río típico de montaña mediterránea calcárea con estiajes acusados (Foto: ©egines)

nuestras aguas, ya que estas especies son frecuentemente más termófilas y limnófilas (seleccionan positivamente masas de agua con poca corriente). Si a eso se une una reducción o desaparición de nuestras especies nativas debido al aumento de los hábitats subóptimos para ellas, cabe esperar que las especies invasoras puedan proliferar sin competencia debido a que tienen tasas más altas de reproducción, son buenas colonizadoras y resisten mucho mejor la contaminación y la alteración hidrológica.

En general, se puede afirmar que las especies adaptadas a aguas más frías, como la trucha común o el barbo culirrojo, serán las más perjudicadas por la reducción de sus hábitats óptimos; en cambio otras especies más termófilas se verán favorecidas, se volverán más abundantes y ampliarán su distribución hacia tramos más altos (García-Berthou, 2009). A esto cabe añadirle un previsible aumento de la demanda de agua en estos contextos de sequías prolongadas (para consumo y agricultura), lo que impulsará la construcción de nuevas infraestructuras hidrológicas (presas, canales y trasvases), obviando la necesidad y obligación de proteger y conservar las especies fluviales (Elvira y Almodóvar, 2007).

2.4. Marco normativo de la protección de la ictiofauna continental en España

La creciente preocupación por el precario estado de los medios acuáticos se ha visto reflejada en un importante avance de las políticas ideadas para su conservación, siendo referencia a nivel europeo la Directiva Marco del Agua de 2000/60/CE. Esta directiva insta a los Estados Miembros a proteger, mejorar y regenerar todas las masas de agua superficial, con objeto de alcanzar un buen estado de conservación de sus aguas en 2015. También establece la obligación de informar periódicamente sobre el estado ecológico de las masas de agua mediante una serie de indicadores entre los que se encuentra un índice de integridad biológica que tiene en cuenta a la fauna piscícola.

Por su parte, la Directiva Hábitats (Directiva 92/43/CEE, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres) establece como especies de interés comunitario (*Anexos II, IV y V*) a todas aquellas que, en el territorio europeo de los Estados miembros de la UE, se encuentran en peligro, son vulnerables, raras o endémicas. En España hay 25 especies de peces que están incluidas en esta directiva, lo que obliga a la administración a tomar medidas de conservación y notificar



Ejemplar de bermejuela del río Matarraña (Foto: ©jguerrero)

los resultados de su seguimiento cada 6 años a la Comisión Europea, de acuerdo con su artículo 17 (Consejo de la Unión Europea, 1992).

En España, la ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad, confiere un marco legal a las estrategias de conservación de especies amenazadas y de lucha contra las principales amenazas para la biodiversidad, identificándolas y orientando a las comunidades autónomas, las responsables de elaborar y aprobar los planes de conservación y recuperación. Dicha ley es la referencia normativa del Real Decreto 139/2011, para el desarrollo del Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial y del Catálogo Español de Especies Amenazadas. En dicho Listado se recogen 42 especies de peces, estando 16 de ellas incluidas también en el Catálogo (MITECO, 2020), aunque según Doadrio *et al.* (2011), 57 de las 61 especies de la península ibérica deberían ser incluidas en alguna categoría de amenaza.

Son las comunidades autónomas las que ejercen la competencia de desarrollo legislativo y ejecución de la legislación básica del Estado en materia de protección del medio ambiente. Así, en Aragón corresponde a los organismos de la Comunidad Autónoma ejecutar lo dispuesto en la Directiva Hábitats (seguimiento y conservación de las especies incluidas en ella), y en la Ley 42/2007 (establecer regímenes específicos de protección para aquellas especies silvestres cuya situación así lo requiera) (Gobierno de España, 2007). Aragón cuenta también con el Catálogo de Especies Amenazadas de Aragón, regulado por el Decreto 49/1995, de 28 de marzo, de la Diputación General de Aragón, y modificado por el Decreto 181/2005, de 6 de septiembre. En nuestros ríos hay 7 especies de peces incluidas en dicho Catálogo (Diputación General de Aragón, 2005).

Es importante señalar que el Catálogo Español de Especies Amenazadas (aprobado en 2011) se olvida de la mayoría de peces continentales en riesgo de extinción. Nada menos que 27 especies de peces en peligro de desaparición, según los criterios de IUCN, no están incluidas en los listados de referencia para la gestión y conservación de fauna amenazada en España. De hecho, según señala la Sociedad Ibérica de Ictiología en un informe sobre la situación de la protección de las especies piscícolas en nuestro país, en el caso de los peces continentales, el Listado y el Catálogo han obviado la gran cantidad de información generada tanto por el propio Ministerio de Transición Ecológica (MITECO) en el denominado Inventario Nacional de la Biodiversidad (publicada en formato de atlas y libro

rojo por el propio Ministerio) como por organismos internacionales (IUCN).

Actualmente el Listado y el Catálogo incluyen algunas especies que pueden considerarse en inminente riesgo de extinción junto con otras por cuya conservación a nivel mundial, al menos actualmente, se puede considerar no preocupante. Sin embargo, se olvida de especies cuya situación en este momento es muy comprometida, encontrándose algunas en peligro real de extinción. La no inclusión de estas especies en el Catálogo les priva de la obligación de disfrutar de medidas de protección específicas por parte de la Administración como, por ejemplo, planes de recuperación o de conservación.

En algunas ausencias, como en la anguila (*Anguilla anguilla*) o el salmón atlántico (*Salmo salar*), parecen haber primado los intereses socioeconómicos sobre los de la conservación. En otras, como la pardilla oretana (*Iberochondrostoma oretanum*) o la colmilleja del Alagón (*Cobitis vettonica*) y la mardrija (*Parachondrostoma turiense*), parece más bien haber obrado la desidia.

También resulta reseñable indicar que actualmente en Aragón no hay aprobado ningún plan de recuperación o de conservación para ninguna de las 7 especies piscícolas incluidas en su Catálogo de Especies Amenazadas.

Con respecto a la pesca continental, la ley 42/2007 establece, en su artículo 62, que se regule de modo que queden garantizados la conservación y fomento de las especies, a cuyos efectos la Administración competente determinará los terrenos y las aguas donde tal actividad pueda realizarse, así como las fechas hábiles para cada especie. Así mismo, la ley 42/2007, en su capítulo III, establece los criterios para la prevención y control de las especies exóticas invasoras, mediante la creación del Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras, regulado por el Real Decreto 630/2013, modificado por la Sentencia 637/2016 del Tribunal Supremo, y por la reciente ley 7/2018. Este catálogo cuenta actualmente con 19 especies exóticas invasoras de peces, el grupo más numeroso después de las plantas.

A toda esta normativa, hay que añadir los compromisos adquiridos por el Estado Español al suscribirse a diversos convenios internacionales, como el Convenio de Berna (1979), donde se incluyen especies presentes en Aragón. En su Anexo II se incluyen varias especies piscícolas estrictamente protegidas que deben ser objeto de disposiciones legales o reglamentarias a fin de garantizar su conservación, y aquellas que figuran en su Anexo III

deben ser objeto de medidas especiales en su gestión para mantenerlas fuera de peligro (prohibición temporal o local de explotación, normativa para su transporte o venta, etc.).

A nivel mundial, en la década de 1950, la IUCN inició la Lista Roja de Especies Amenazadas, que actualmente proporciona el enfoque global más completo y objetivo para evaluar el riesgo de extinción de especies de plantas y animales. A pesar de no conllevar obligaciones legales, es considerada como un referente ya que constituye la fuente de información más influyente para la conservación de especies en el mundo y se utiliza para informar y orientar las políticas nacionales e internacionales y las decisiones sobre conservación de la naturaleza.

2.5. Antecedentes estudios piscícolas relacionados con el estudio.

En los últimos 30 años se ha avanzado enormemente en los estudios realizados sobre la ictiofauna continental ibérica ya que hasta principios de los años ochenta la literatura científica fue muy escasa (Lobón-Cerviá, 2001). En la década de los noventa, con la realización de los inventarios nacionales, se propició la publicación del Atlas y Libro Rojo de los Peces Continentales de España (Doadrio, 2002), se puede establecer un punto de inflexión real en el estudio científico de nuestra fauna piscícola.

El estudio de la evolución y modificación de las comunidades piscícolas en España debido a factores de presión sobre ellas es mucho más reciente y podemos encontrar trabajos como los realizados en el País Vasco, *Sistema de evaluación de la comunidad piscícola en ríos de la CAPV* (Agencia Vasca del Agua, 2015), donde se ha establecido un sistema de evaluación para el conjunto de la comunidad basado en modelos que relacionan características físico-topográficas y comunidades de peces. Los resultados se han plasmado en unos mapas de potencialidad de la distribución piscícola en los ríos, fundamentada en los registros históricos recopilados entre las distintas administraciones y organismos a lo largo de los últimos 40 años.

En la Comunidad Valenciana se ha realizado un estudio a partir de datos de peces recogidos por pesca eléctrica en 1.469 muestreos realizados entre 1987 y 2011, que evalúa su utilidad en la detección de tendencias de las poblaciones piscícolas - *Seguimiento de poblaciones de peces en la Comunitat Valenciana* (Generalitat Valenciana, 2011)-.

Otro estudio similar, cuyo ámbito abarca toda la península ibérica, es *Assessing perturbation of river fish communities in the Iberian Ecoregion* (Ferreira

et al., 2007), que analiza la respuesta de métricas basadas en peces (taxonómicas, como el porcentaje de especies autóctonas y alóctonas; de hábitat, como el porcentaje de especies bentónicas, reofilicas, etc.; relacionadas con la reproducción, el tipo de alimentación, etc.) a diversos impactos antrópicos en la península ibérica, a partir de los datos obtenidos en 452 muestreos piscícolas con pesca eléctrica, diferenciando los puntos de muestreo por tipologías basadas en sus comunidades de peces (*fish assemblages*).

En el estudio *Decline of Native Freshwater Fishes in a Mediterranean Watershed on the Iberian Peninsula: A Quantitative Assessment* (Aparicio *et al.*, 2000), realizado en 11 subcuencas del Pirineo sur-este (Cataluña), se infirió la distribución histórica de las especies a partir de datos extraídos de literatura de principios del siglo XX, de antiguas colecciones de campo y de datos anteriores a 1996 de pesca eléctrica. Esta distribución histórica se relacionó con los resultados de muestreos con pesca eléctrica realizados en 1996 en estaciones que habían sido alteradas (extracciones de agua, alteraciones del caudal o del cauce, presencia de grandes presas, cambios en la calidad de los hábitats por actividades humanas, presencia de especies exóticas, etc.), para poder relacionar estos impactos con los cambios en las comunidades de peces.

En el trabajo *Patterns of species richness and introduced species in native freshwater fish faunas of a mediterranean-type basin: the Gadiana river (southwest Iberian Peninsula)*, Corbacho y Sánchez (2001), establecieron patrones de distribución tanto de especies autóctonas como alóctonas a lo largo de la cuenca del Gadiana a partir de una recopilación de datos de comunidades piscícolas y variables hidrológicas y bióticas, teniendo en cuenta los impactos antrópicos en las masas.

Con respecto a Aragón, el único trabajo específico realizado en el territorio de la comunidad autónoma es el libro *Los peces de Aragón* (Zapater *et al.*, 2010), en el que se realizó una descripción de las especies presentes y su distribución espacial, obtenida a partir de las citas históricas de las especies en el territorio. Por otro lado, en el año 2007 el Gobierno de Aragón publicó el libro del Catálogo de especies amenazadas de Aragón (Gobierno de Aragón, 2007) con el fin de dar a conocer aquellos datos más relevantes para la conservación de las especies catalogadas, y con una estructura similar a la de otros libros rojos.

También se encuentran antecedentes en estudios centrados en la evaluación del impacto de distintas presiones sobre las masas de agua. En el

estudio *The presence of non-native species is not associated with native fish sensitivity to water pollution in greatly hydrologically altered rivers*. (Maceda-Veiga, 2017) se realizaron muestreos de peces con pesca eléctrica y se recogieron datos relativos a 13 variables (geografía, calidad de hábitat y de agua, alteraciones, etc.) en 530 estaciones de muestreo situadas en el noroeste de España (cuencas del Ebro, Garona, Muga, Riudecanyes), con el fin de modelizar la respuesta de las especies nativas a estresores ambientales y a la presencia de especies alóctonas.

Por otro lado, otros estudios ponen su atención en el impacto que produce la introducción de especies de peces exóticos invasores en los ríos.

Se han realizado estudios como *Impacto ecológico de los peces continentales introducidos en la península ibérica* (García -Berthou *et al.*, 2015), de carácter general, y otros más específicos, centrados en determinadas especies o en áreas de estudio concretas, como el de Blanco *et al.* (2009) sobre el impacto de especies exóticas sobre el blenio -*Salarias fluviatilis*- y el jarabugo -*Anaocypris hispanica*- en el Guadiana, Almeida *et al.* (2012, 2014) sobre la perca americana -*Micropterus salmoides*- y sobre el alburno -*Alburnus alburnus*- respectivamente, Almodóvar *et al.* (2012) sobre el alburno y su relación con los autóctonos calandino -*Squalius alburnoides*- y el cacho -*Squalius pyrenaicus*-, etc.



Pesca eléctrica en la confluencia del río Pitarque con el río Guadalupe en Villarluego (Teruel), enclavado en el LIC Muelas y Estrechos del Río Guadalupe (Foto: @egines)

3. Ámbito de estudio

El presente estudio se ha realizado en las masas de agua superficiales (ríos, barrancos, balsas, embalses, etc.) situados dentro de la Comunidad Autónoma de Aragón, pertenecientes a las cuencas hidrográficas del Ebro, Tajo y Júcar. El *Mapa 1* presenta la situación de estas cuencas. El *Mapa 2* muestra las subcuencas que tienen más relevancia desde nuestra aproximación a la ictiofauna aragonesa.

3.1. Cuenca del río Ebro

La Cuenca del Ebro se sitúa en el cuadrante noroeste de la península ibérica y ocupa una superficie total de 85.660 Km². Es la cuenca hidrográfica más extensa de España, representando el 17 % del territorio español, y el 88% de la Comunidad Autónoma de Aragón. Sus límites naturales son: por el norte los montes Cantábricos y los Pirineos, por el sureste el Sistema Ibérico y por el este la cadena Costero-Catalana. Está drenada por el río Ebro, que con una longitud total de 910 km discurre en sentido NO-SE, desde las montañas cantábricas hasta el mar Mediterráneo.

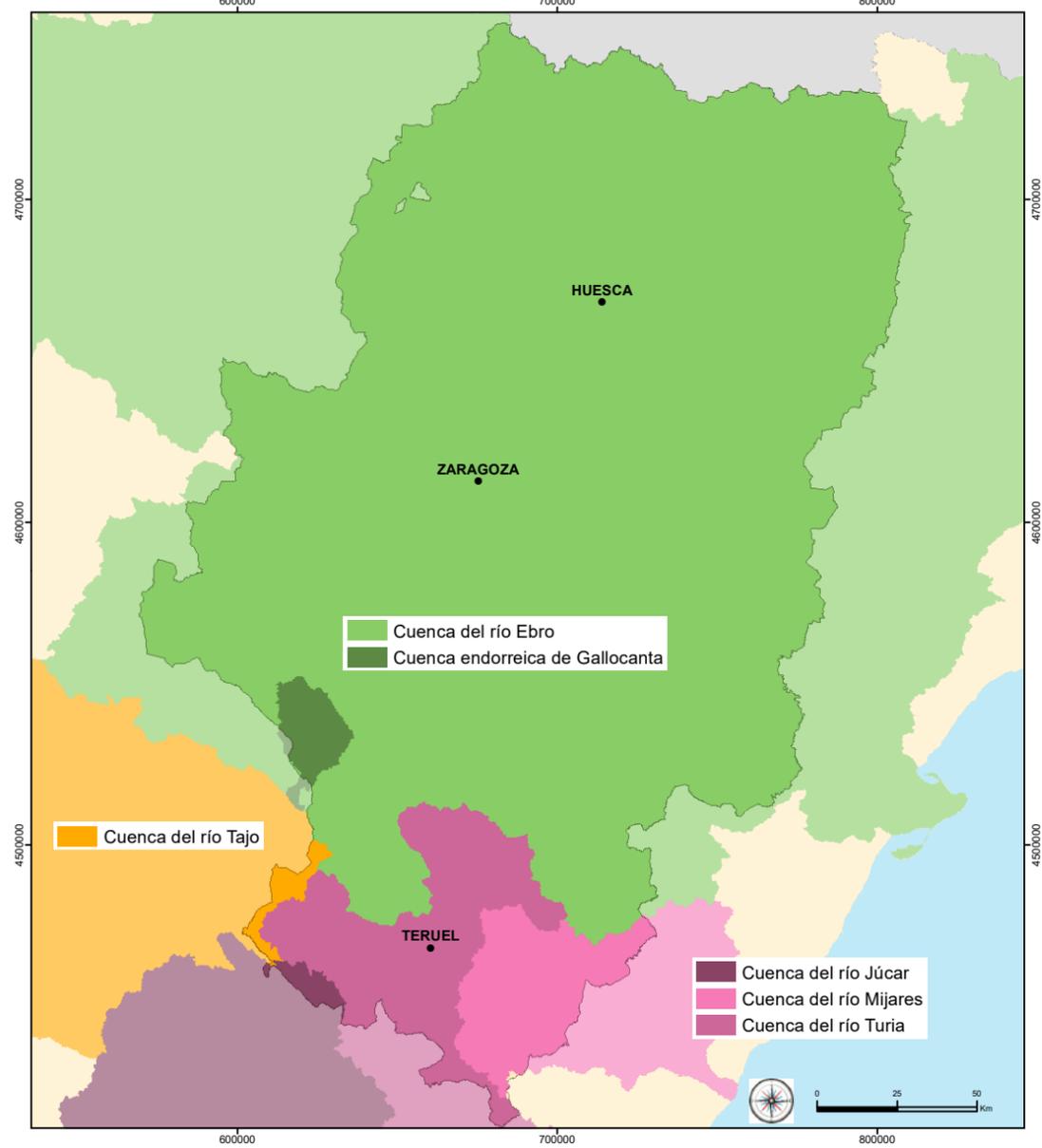
A su paso por Aragón, donde se sitúa prácticamente el 50% de la cuenca, el Ebro recoge aguas por su margen izquierda procedentes de los montes cantábricos y de los Pirineos, que drena a través

de 3 importantes afluentes, el Aragón, el Gállego y el Cinca. Estos 3 grandes ejes se encuentran regulados por un gran número de presas que regulan caudales, producen energía hidroeléctrica y abastecen de agua a poblaciones y a la agricultura. En cambio, en la margen derecha aragonesa, el Ebro recibe afluentes más cortos y estacionales procedentes del Sistema Ibérico zaragozano, normalmente menos caudalosos, como el Huecha, Queiles, Jalón, Huerva, Aguasvivas, Martín, Guadalupe o Matarraña, y sus afluentes (CHE, 2009).

3.2. Cuenca del río Júcar

La cuenca del Júcar se sitúa en el extremo central-este de la península ibérica y ocupa una extensión de 42.850 km² representando el 8% del territorio español, y el 11% de la Comunidad Autónoma de Aragón. Incluye todas las cuencas hidrográficas que vierten al Mediterráneo entre la desembocadura de los ríos Segura y Cenia. Una parte importante de la cuenca, un 13% del total, se extiende por el sector sur-sur-este de Aragón, ocupando buena parte del Sistema Ibérico turolense, donde nacen ríos como el Turia (entorno de Montes Universales, en la Sierra de Albarracín) y el Mijares (Sierra de Gúdar) (CHJ, 2010).

Mapa 1. Cuencas y demarcaciones hidrográficas en Aragón

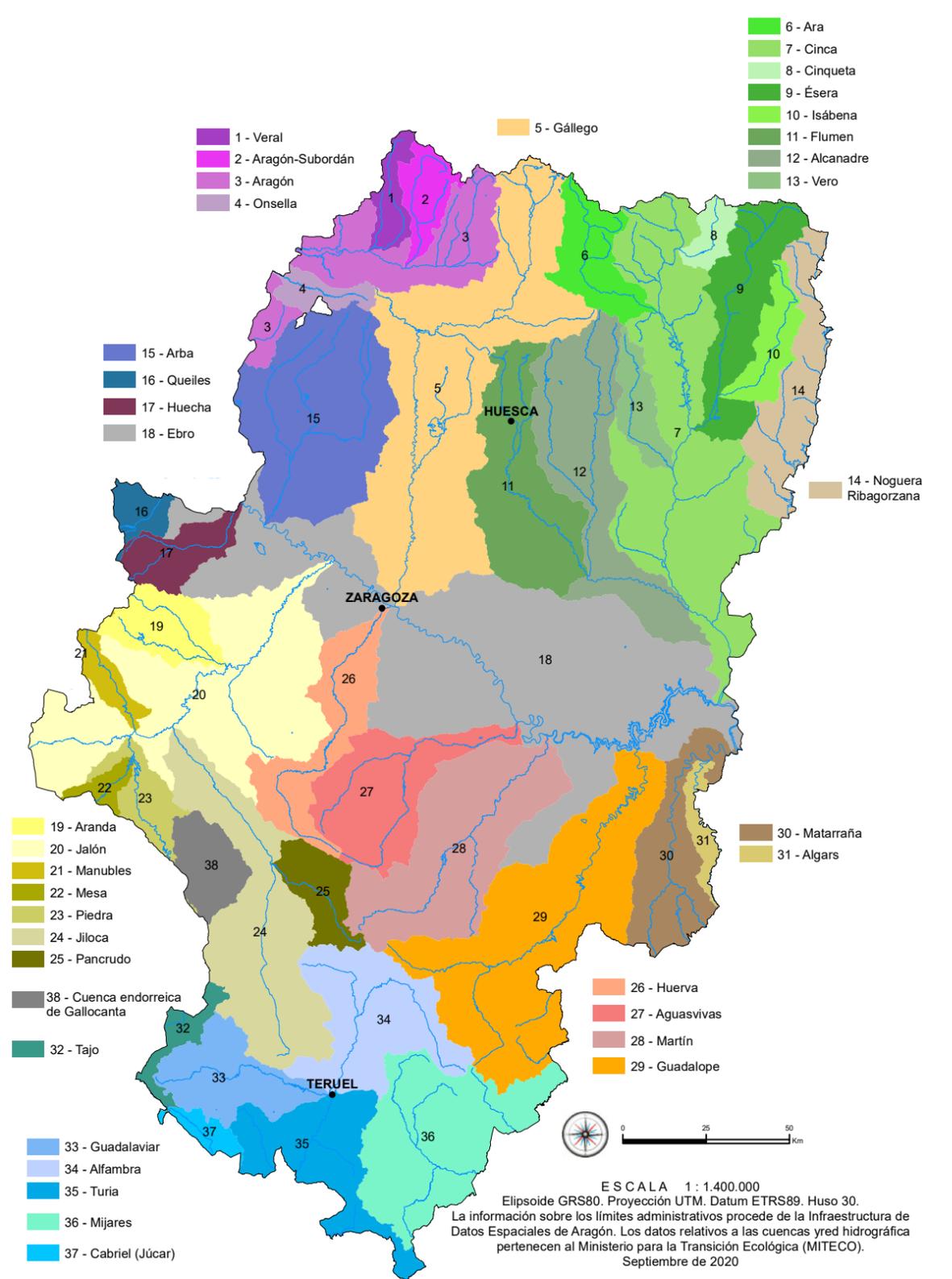


ESCALA 1 : 1.600.000
 Elipsoide GRS80. Proyección UTM. Datum ETRS89. Huso 30.
 Las coordenadas se expresan en metros.
 La información sobre los límites administrativos procede de la Infraestructura de Datos Espaciales de Aragón. Los datos relativos a las cuencas y demarcaciones hidrográficas pertenecen al Ministerio para la Transición Ecológica (MITECO).

- Demarcación hidrográfica del río Ebro
- Demarcación hidrográfica del río Júcar
- Demarcación hidrográfica del río Tajo



Mapa 2. Subcuencas hidrográficas en Aragón



ESCALA 1 : 1.400.000
 Elipsoide GRS80. Proyección UTM. Datum ETRS89. Huso 30.
 La información sobre los límites administrativos procede de la Infraestructura de Datos Espaciales de Aragón. Los datos relativos a las cuencas y demarcaciones hidrográficas pertenecen al Ministerio para la Transición Ecológica (MITECO).
 Septiembre de 2020

3.3. Cuenca del río Tajo

La cuenca hidrográfica del Tajo está situada en la zona central de la península ibérica y ocupa una extensión de 55.769 km², representando el 11% del territorio español y apenas el 1% del territorio aragonés. La cuenca está limitada al norte por el Sistema Central, al este por el Sistema Ibérico, al sur por un área con zonas endorreicas y por los Montes de Toledo, y al oeste por la frontera con Portugal, aunque geográficamente la cuenca termina en la costa atlántica. El río Tajo, con una longitud de 910 km, es el más largo de la Península. La contribución aragonesa en esta cuenca es testimonial alcanzando tan sólo el 1,6% (CHT, 2015).

3.4. Tipologías de las masas de agua en Aragón

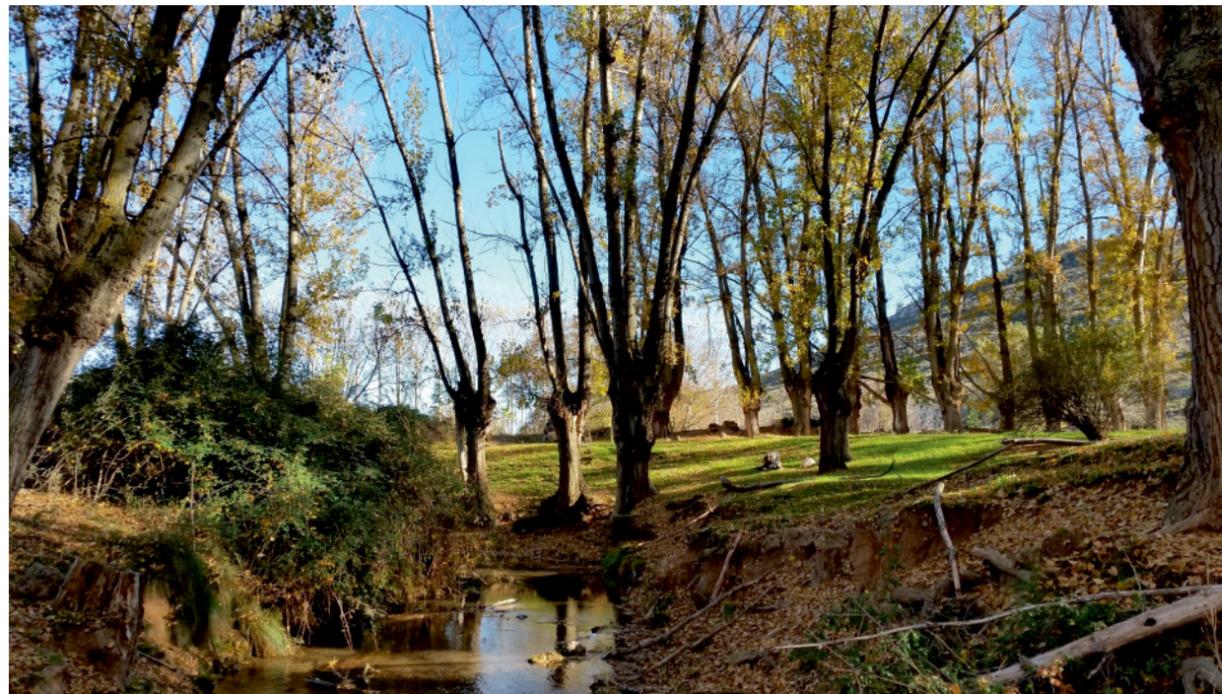
A modo de caracterización del área de estudio, se ha utilizado la clasificación de tipologías de ríos establecidas según la Directiva Marco de Agua (DMA) aplicando el sistema B -basado en el análisis de variables abióticas-, que se delimitaron y definieron en 2005 (CEDEX, 2005) y han sido ratificadas por el Real Decreto 817/2015 (MAGRAMA, 2015). Para la categoría "ríos", en la que se centra este trabajo, las tipologías establecidas son las siguientes:

Para realizar esta agrupación de masas por tipologías, las confederaciones hidrográficas han utilizado como delimitador la división de las cuencas en ecorregiones. En la *Tabla 4* se pueden ver las

Tabla 4 Tipología de las masas de agua superficial con la categoría "ríos" según la DMA (2000).

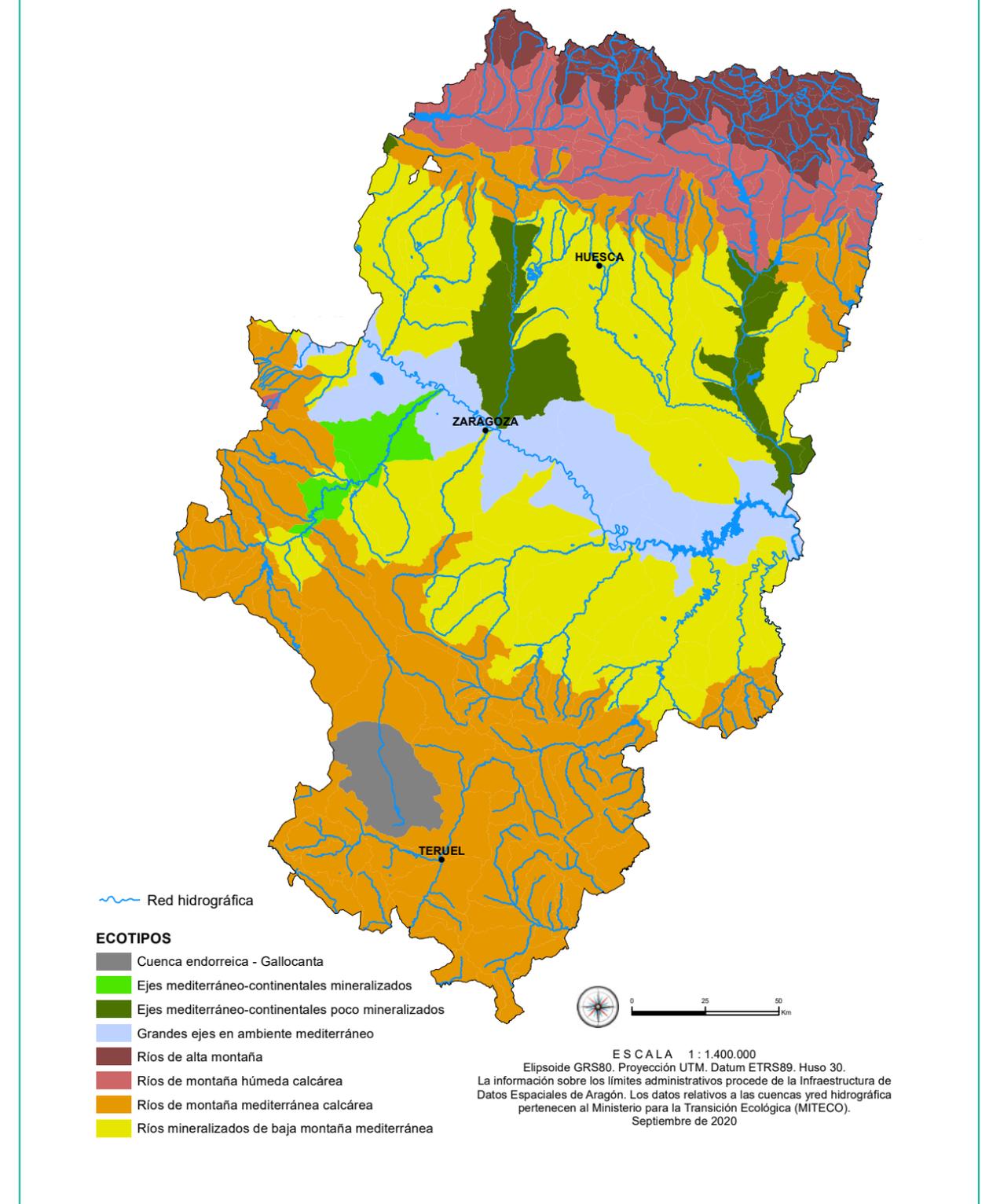
Fuente: MAGRAMA, 2015. Elaboración propia.

Tipos de ríos	Superficie (Km ²)	%
Ríos mineralizados de baja montaña mediterránea	15.273,4	32,0%
Ríos de montaña mediterránea calcárea	16.575,7	34,7%
Ejes mediterráneo-continentales poco mineralizados	2.370,8	5,0%
Ejes mediterráneo-continentales mineralizado	839,0	1,8%
Grandes ejes en ambiente mediterráneo	4.487,1	9,4%
Ríos de montaña húmeda calcárea	4.475,1	9,4%
Ríos de alta montaña	2.741,1	5,7%
Cuenca endorreica-Galocanta	960,8	2,0%



El río Piedra se encuentra incluido en la tipología de ríos de montaña mediterránea calcárea, la más frecuente en Aragón (Foto: ©egines)

Mapa 3. Ecotipos de ríos presentes en Aragón



distintas tipologías de ríos o ecotipos presentes en la Comunidad Autónoma de Aragón, así como la representatividad que tienen en el territorio. La finalidad de esta agrupación es establecer para cada tipo sus características naturales y valores asociados a condiciones inalteradas, y así poder determinar las denominadas condiciones de referencia, elemento clave para el establecimiento de objetivos ambientales. Tanto los mapas de ecorregiones y la clasificación de tipos de masas de agua superficial deben estar incluidos en los planes hidrológicos de cada cuenca hidrográfica (BOE, 2007; CHE, 2015).

Como puede observarse en el mapa que representa los ecotipos presentes en Aragón por subcuencas (Mapa 3), los *ríos de montaña*, de aguas frías, rápidas y oxigenadas, se sitúan en el extremo norte de la cordillera pirenaica. Situados en una franja paralela al ecotipo anterior a partir de su límite inferior, se encuentran los *ríos de montaña húmeda calcárea*, y seguidamente los de *montaña*

mediterránea calcárea, a la altura de los Mallos de Riglos y la Sierra de Guara y la práctica totalidad del Sistema Ibérico zaragozano, ya en la margen derecha del río Ebro. Todo el Sistema Ibérico turolense se encuentra englobado en este último ecotipo de *montaña mediterránea calcárea*, en las cuencas de los ríos Turia y Mijares. Más próximos al fondo de valle se encuentran los *ríos mineralizados de baja montaña mediterránea*, a ambos lados del río Ebro, cuyo ecotipo se encuentra incluido dentro de los *grandes ejes en ambiente mediterráneo*. El río Gállego y el Cinca, desde el prepirineo hasta su desembocadura en el Ebro, corresponden al ecotipo *ejes mediterráneo-continentales poco mineralizados*. Un caso especial es la *cuenca endorreica* en la que se encuentra la laguna de Gallocanta, a la que va a parar el agua de cauces estacionales o semiestacionales. Como *cauces artificiales no asimilados a un tipo* se pueden considerar el Canal Imperial de Aragón, Canal del Alto Jiloca, etc., aunque esta tipología no ha sido considerada en el presente trabajo.



El río Estós, en la cuenca del río Ésera
(Foto: ©vsanz)

4. Revisión bibliográfica de los estudios piscícolas en Aragón

Desde el año 1983 hasta la actualidad se han venido realizando en la Comunidad Autónoma de Aragón diferentes estudios relacionados con los peces, algunos específicos para la inventariación de la fauna piscícola y otros incluidos en estudios más amplios sobre la calidad de los ecosistemas fluviales. Este trabajo ha revisado todos estos estudios (disponibles en formato digital e impreso), pertenecientes al Gobierno de Aragón y referidos a su territorio.

A partir de esta revisión se han recopilado los datos disponibles sobre comunidades piscícolas con el fin de conocer, hasta donde sea posible, la distribución histórica de las especies y su evolución en los últimos 40 años. Para ello ha sido necesario un análisis previo que determinase su validez como fuentes de datos y cuyo resultado se ha reflejado

en una tabla (Tabla 5) que informa del tipo de datos que contienen, cómo están contenidos, la existencia o no de datos concretos sobre las poblaciones piscícolas, sobre los hábitats, sobre parámetros físico-químicos del agua y de la metodología de muestreo empleada en cada estudio.

En total se han revisado 22 documentos cuya autoría corresponde a diferentes equipos y/o consultores contratados por el Gobierno de Aragón y realizados en un amplio rango temporal, por lo que son bastante heterogéneos en cuanto a contenido y metodología. Así, esta heterogeneidad se manifiesta en las técnicas de inventariación, las variables estudiadas, el nivel de detalle, la época de muestreo, etc., evidenciando la precaución que se debe tener en la implementación de los datos.



El río Ebro a su paso por Monzalbarba, en Zaragoza
(Foto: ©egines)

Tabla 5. Resumen de la tipología de información disponible en los estudios recopilados.

Título	Autor/es	Año	Pobla- cionales	Hábitat	Físico- químicos	Metodo- logía de mues- treos
<i>Inventario de las especies piscícolas de Huesca (contribución al estudio ictiológico de la provincia de Huesca)</i>	Bordanaba, M. D., Pedrochi, C. (asesor)	1984	SI	NO	NO	NO
<i>Inventariación de las especies piscícolas en la provincia de Zaragoza</i>	Doadrío, I.	1984	SI	NO	NO	NO
<i>Inventario de las especies piscícolas de Teruel</i>	Barrachina, P., Díaz, J.A.	1986	SI	NO	NO	NO
<i>Frezaderos Teruel. Estudios poblacionales peces</i>	Barrachina, P., Díaz, J.A.	1986	NO	NO	NO	NO
<i>Estrategia de gestión de los ríos Aragón-Subordán, Veral, Osia</i>	García de Jalón, D. (Dir. Técnico), Mayo, M., Hervella, F., Gallego, B., Sabio, B.	1992	SI	SI	NO	SI
<i>Control e la repoblación de Tenca (Tinca tinca) en las balsas y otras masas de agua continentales de Aragón</i>	Bernat, Y.	1993	SI	SI	SI	NO
<i>Estrategia de gestión de los ríos Aragón y Gállego</i>	García de Jalón, D. (Dir. Técnico), Ferrán, I., Palau, A., Domingo, A., Pérez, S., Gitiérrez, B., Arretzea, M.	1994	SI	SI	SI	SI
<i>Evaluación de los caudales de compensación en los ríos de la Cuenca del Ebro (1ª fase). Resumen y conclusiones</i>	Arqued, V.	1994	SI	SI	SI	SI
<i>Estudio comparado del estado de conservación de dos ríos de la provincia de Huesca: Isábena y Cinca. Elaboración de directrices de gestión</i>	Bernat, Y., Barrachina, P. (dir. Técnico)	1994	SI	NO	NO	SI
<i>Estudio de los recursos piscícolas de la subcuenca del río Jalón</i>	Bernat, Y.	1995	SI	NO	SI	SI
<i>Bases de gestión de los planes de pesca de las cuencas del Alto Cinca, Alto Jalón y Alto Guadalope. Tomo II: Resultados del Alto Cinca</i>	Infraestructura y Ecología S. L.	2000	SI	SI	SI	SI
<i>Bases de gestión de los planes de pesca de las cuencas del Alto Cinca, Alto Jalón y Alto Guadalope. Tomo IV: Resultados del Alto Jalón</i>	Infraestructura y Ecología S. L.	2000	SI	SI	SI	SI
<i>Bases de gestión de los planes de pesca de las cuencas del Alto Cinca, Alto Jalón y Alto Guadalope. Tomo VI: Resultados del Guadalope</i>	Infraestructura y Ecología S. L.	2000	SI	SI	SI	SI
<i>Estudio ecológico de la ictiofauna de la provincia de Zaragoza</i>	Casals, F., Martínez, V., Lachos, J., Sotomayor, X., de Sostoa, A. Dpto. Producción Animal Universidad Barcelona	2002	SI	SI	SI	NO
<i>Estudio medioambiental del río Mijares</i>	Lapesa, S., González, J.M.	2003	SI	SI	SI	SI
<i>Estudio medioambiental del río Turia (Teruel) (propuesta)</i>	González, J. M., Lapesa, S.	2004	SI	SI	SI	SI
<i>Relaciones entre los indicadores hidromorfológicos y los biológicos en el río Matarraña. Régimen hidrológico y fauna ictiológica</i>	de Sostoa, A., Vinyoles, D., Caiola, N., Sánchez, R., Franch, C. (Universidad de Barcelona)	2005	SI	SI	SI	SI
<i>Estudio medioambiental del río Jiloca²</i>	Grau, M.	2005	SI (en fichas de campo)	SI	SI	SI
<i>Estudio medioambiental del río Martín²</i>	Grau, M.	2006	SI (en fichas de campo)	SI	SI	SI
<i>Estado de la comunidad de peces del río Matarraña (Valderrobres)¹</i>	Vinyoles, D., de Sostoa, A.	2009	SI	NO	SI	SI
<i>Fichas de campo de frezaderos</i>	Gobierno de Aragón	2003-2006	NO	NO	NO	NO
<i>Control anual de las poblaciones de trucha común (Salmo trutta) en los ríos de Aragón. 2006-2017</i>	Gobierno de Aragón (Lapesa, S., Ginés, E., Duaso, R., Hernández, A.)	2006-2017	SI	SI	SI	SI

- 1 El estudio *Estado de la comunidad de peces del río Matarraña (Valderrobres)* (2009) ha sido realizado a partir del estudio *Relaciones entre los indicadores hidromorfológicos y los biológicos en el río Matarraña* (2005), sus datos relativos al hábitat se encuentran en este estudio de origen.
- 2 Con respecto a los *Estudios medioambientales de los ríos Jiloca y Martín* (2005 y 2006), en la memoria sólo aportan el dato de densidad/biomasa de todas las especies en total, por punto de muestreo, los datos por especie se encuentran en las fichas de campo.



Muestreo piscícola en la cola de embalse de Nonaspe, en el río Matarraña (Foto: ©egines)

4.1. Datos poblacionales

Con respecto a los datos poblacionales, se han considerado aquellos estudios de los que se pueden extraer, o bien las densidades por especie y punto de muestreo, o bien el porcentaje de individuos de cada especie por punto de muestreo. Estos datos resultan imprescindibles para conocer con detalle el tamaño y composición de las poblaciones piscícolas en cada estación de muestreo y poder establecer comparaciones entre los estudios.

Este requisito lo han cumplido todos los estudios revisados salvo Barrachina y Díaz (1986), que ha sido desestimado como fuente de datos poblacionales ya que se trata de muestreos realizados por observación en determinados transectos fluviales con el objetivo de detectar zonas de freza de trucha. Por otro lado, el estudio de Bernat (1993) ha sido estimado sólo parcialmente porque, aunque el interés del estudio se centra en la tenca, recoge información sobre otras especies en algunas localidades, habiéndose considerado únicamente aquellas que no son balsas.

El nivel de detalle varía mucho de unos estudios a otros. Por lo general, los estudios más recientes han sido más exhaustivos a la hora de aportar los datos. La mayoría de los estudios (dos tercios del total aproximadamente) han recogido las densidades muestreadas en forma de individuos/m², individuos/100 m² o individuos/ha, por

especie y localidad. De estos dos tercios, la mayoría han incluido además la biomasa (g/m², g/100 m², g/ha). Algunos de ellos detallan el número de capturas por pasada, y la densidad de individuos estimada. Además, en aproximadamente la mitad de los estudios, los más recientes por lo general, aportan datos biométricos de los individuos capturados (peso y longitud furcal, desde la cabeza hasta el punto medio de la aleta caudal).

En cambio, hay estudios que aportan menos información; en Doadrío (1984) sólo se han recogido el número de individuos contactados de cada especie, en cada estación de muestreo, por intervalos, aunque podrían estimarse densidades hallando el área de cada muestreo. Lo mismo sucede en Barrachina (1986), aunque en este caso el cálculo de la densidad sería menos preciso, pues la anchura del cauce, necesaria para calcular el área, se presenta por intervalos de anchura.

En otros casos no se pueden llegar a obtener densidades, pero sí la composición relativa (en porcentajes) de cada especie en el conjunto de la comunidad. Este es el caso de Bordanaba y Pedrochi (1984), estudio que aporta el número y porcentaje de individuos de cada especie en cada punto de muestreo, pero no recoge datos del área muestreada; o de Bernat y Barrachina (1994), que solo aporta el porcentaje de individuos capturados de cada especie en cada muestreo y no el número de individuos.

Se puede afirmar que todos los estudios examinados en este trabajo han contado con la información relativa a la composición de la diversidad piscícola encontrada en los tramos fluviales estudiados, pero no en todos estos estudios se ha obtenido el valor de la densidad de las especies presentes, por lo que la comparación entre ellos no siempre es posible. Debido a esta heterogeneidad, y a la necesidad de profundizar en la manera de encontrar analogías que permitieran utilizar los datos históricos existentes, en el presente estudio no se ha trabajado con el parámetro de densidad, lo cual hubiera permitido averiguar si la composición relativa de estas especies respecto al total de la población del tramo estudiado se ha visto modificada en el tiempo.

Para que los resultados poblacionales de distintos estudios sean comparables no es suficiente con que el estudio recoja el dato de densidad (número de individuos por unidad de superficie), sino que también es necesaria que haya sido utilizada una metodología de muestreo similar, ya que ésta puede influir mucho en los resultados. Además, los muestreos en sí pueden tener diferente efectividad, aunque se use el mismo método.

4.2. Datos sobre el hábitat

Se ha considerado que un estudio recoge adecuadamente información sobre el hábitat fluvial de los tramos muestreados si incluye variables que determinan, con más o menos detalle, las necesidades de hábitat de las especies. Así, se ha establecido que deben estar recogidas, como mínimo, las siguientes variables: existencia de refugios (como cuevas, troncos, ramas, vegetación sumergida, arenas y otros sedimentos), la composición del sustrato (si está compuesto por limos, arenas, gravas, bloques, etc.), la velocidad predominante del agua o los tipos de mesohábitats presentes (tramos parados o pozas, lentos o tablas, y rápidos), y la profundidad media del tramo.

Según lo anterior, 12 de los estudios, algo más del 50%, cumplen con este apartado, aunque difieren en el nivel de detalle y en el uso de índices relacionados con el hábitat. La variable más limitante para el cumplimiento de los requisitos ha sido la existencia de refugios. Con respecto a las demás, el tipo de sustrato, la profundidad media y la velocidad predominante están recogidos en prácticamente todos los estudios, así como otras variables de hábitat adicionales como la vegetación de ribe-

ra, el caudal, anchura del tramo, etc. También han coincidido casi el 50 % de los estudios en el cálculo del índice de calidad biótica *Biological Monitoring Working Party score* (BMWP) y de sus posteriores adaptaciones¹. Muchos han recogido datos sobre la vegetación acuática, pero no se ha contabilizado como existencia de refugio.

Los estudios con menos datos en este aspecto han coincidido en ser los más antiguos, como Bordabana y Pedrochi (1984), que no contenía ninguna de las variables mínimas, y tampoco otras relacionadas con el hábitat. Otros han recogido información muy básica, como Barrachina y Díaz (1986) o Doadrio (1984), donde se ha limitado a hacer una sencilla descripción, sin datos numéricos ni porcentajes, del tipo de sustrato, velocidad del agua, tratamiento de los márgenes y vegetación existente.

En general, en los estudios más recientes se ha realizado una caracterización más detallada del hábitat, y en un tercio de los que cumplieron los requisitos en este apartado se ha hecho a través de distintos índices. Algunos se han calculado en más de un estudio diferente; el Índice de Hábitat Fluvial² (IHF), el Índice de Calidad del Bosque de Ribera³ (QBR) presentes en Grau (2005; 2006), y el QBR también en Casals *et al.* (2002). Otros índices y evaluaciones relacionados con la calidad del ecosistema fluvial que han sido utilizados en alguno de los estudios son el *European Fish Index*⁴ (EFI), el Índice hidromorfológico⁵ (IHM) (ambos en Grau, 2005), la evaluación *Rapid Bioassessment Protocol*⁶ (RBP) (en Casals *et al.*, 2002), y el Índice de Refugio

(en Infraestructura y Ecología, 2000) que, aunque propuesto para la evaluación de disponibilidad de refugio de los adultos de trucha (García de Jalón, 1994), recoge información sobre el hábitat válida para las demás especies. En los demás estudios no se han calculado índices a partir de los datos de hábitat adquiridos.

Diversos indicadores, que nos permiten evaluar de manera rápida y efectiva el estado ecológico de los sistemas fluviales respecto al estado de conservación óptimo, han sido ampliamente utilizados en casi todos los trabajos llevados a cabo a partir de mediados de los años 2000, ya que dichos indicadores permiten valorar el estado ecológico de las masas de agua tal y como se establece en la DMA. Además, la metodología de su cálculo es replicable y facilitan la comparación de resultados de distintos grupos de trabajo, siendo por tanto una interesante herramienta de gestión de los recursos hídricos (Palma, *et al.* 2009).

4.3. Datos fisicoquímicos

En la selección de los parámetros fisicoquímicos se ha seguido el Protocolo de muestreo de fauna ictiológica en ríos (MAPAMA, 2015) que establece que los parámetros fisicoquímicos recogidos en los muestreos deben ser como mínimo la conductividad del agua, la temperatura, el oxígeno disuelto y el pH.

Dos tercios de los estudios revisados han cumplido estos mínimos. En los 3 inventarios de cada provincia realizados en la década de 1980 y las fichas de campo de frezaderos (DGA, 2003-2006) no



Recogida de muestras de macroinvertebrados mediante surber para el cálculo de índice IBMWP (Foto: ©egines)

- 1 El índice BMWP permite estimar la calidad de un ecosistema acuático a partir de la valoración de las especies de invertebrados acuáticos que lo habitan, en función de su tolerancia a la contaminación. Fue ajustado por Alba-Tercedor y Sánchez Ortega en 1988 y en 1998 fue adaptado como BMWP' para su aplicación en la península ibérica. Posteriormente, cambió de nombre debido a actualizaciones taxonómicas y a la modificación de algunas de las puntuaciones de las familias de macroinvertebrados y pasó a llamarse IBMWP (Iberian Biological Monitoring Working Party, Alba-Tercedor *et al.*, 2002) (Álvarez, 2005). Actualmente su aplicación en la explotación de las redes oficiales de evaluación del estado / potencial ecológico es obligatoria en cumplimiento de la Directiva 2000/60/CE (MAGRAMA, 2013).
- 2 El IHF (Pardo *et al.*, 2002) surge para caracterizar los cauces de los ríos mediterráneos dentro de los objetivos generales del proyecto GUADALMED (<https://ceh.cedex.es/Ecosistemas/guadamed.htm>), que pretende valorar el estado ecológico de los ríos mediterráneos para adaptarse a la Directiva 2000/60/CE. Valora la capacidad del hábitat físico para albergar una fauna determinada, valorando aspectos físicos del cauce relacionados con la heterogeneidad de hábitats y que dependen en gran medida de la hidrología y del sustrato existente.
- 3 El QBR (Munné *et al.*, 1998) es un índice que integra aspectos biológicos y morfológicos del lecho del río y su zona inundable y los utiliza para evaluar la calidad ambiental de las riberas. También ha sido utilizado para la adaptación a la Directiva 2000/60/CE.
- 4 El EFI es un Índice Piscícola Europeo de calidad ecológica desarrollado en apoyo de la Directiva Marco del Agua (FAME Consortium, 2004) surge como primer intento de definir un método de evaluación de los ríos en función de sus comunidades piscícolas.
- 5 El IHM (Ollero *et al.*, 2006) es una herramienta de valoración de los indicadores hidromorfológicos para determinar el estado ecológico de los sistemas fluviales, que también nace por la necesidad de dar cumplimiento a la Directiva.
- 6 El RBP o Protocolo Rápido de Evaluación es una forma rentable, eficiente y rápida de evaluar el estado ecológico de los ecosistemas acuáticos originalmente desarrollado en la década de 1980. Incluye una síntesis de metodologías usadas para la aplicación de diversos índices de calidad, y su ventaja es que los datos analíticos obtenidos pueden ser comparables entre diferentes grupos de trabajo.



Pesca eléctrica en el río Llauset (Foto: ©egines)

se ha recogido ninguno de estos parámetros. En García de Jalón *et al.* (1992) sólo se han recogido la conductividad y la temperatura, y en Bernat y Barrachina (1994) no se ha medido el oxígeno disuelto. Los demás estudios sí han hecho una caracterización fisicoquímica más completa y cumplían los requisitos, pero varían en el nivel de detalle. Como ejemplos de estudios con más información en este aspecto, en Bernat y Cabrera (1995) y en De Sostoa *et al.* (2005) se han medido además otros parámetros, como la turbidez, amonio, nitratos, fosfatos, cloruros, dureza, etc.

El registro de las variables fisicoquímicas del agua en los estudios piscícolas revisados también es muy importante por su relación con las condiciones para la pesca eléctrica y la calidad del agua. En primer lugar, en el caso de la pesca eléctrica es necesario medir la conductividad para graduar la intensidad del convertidor de corriente del equipo de pesca eléctrica. También es importante tener en cuenta la temperatura del agua, porque influye en la conductividad (ésta aumenta con la temperatura) y en el porcentaje de saturación del oxígeno (el % Saturación O₂ disminuye al aumentar la temperatura) (MAPAMA, 2015). En caso de que la conductividad sea muy alta (aguas muy salobres, por ejemplo) la pesca pierde eficacia y puede llegar a tener que suspenderse. También puede suponer una suspensión de la pesca con temperaturas bajas (menor a 5°C) debido a que los peces están muy inactivos y hay baja probabilidad de captura (MAPAMA, 2015). En segundo lugar, obtener los parámetros fisicoquímicos del agua como oxígeno disuelto, temperatura, conductividad, nitratos, sulfatos, metales pesados, turbidez (los 4 últimos sólo medidos en aproximadamente el 50% de los estudios), nos permite valorar las perturbaciones en la calidad del agua por contaminación (vertidos de residuos, filtraciones de campos agrícolas cercanos, de vertederos, etc.), por alteración de caudales naturales (cambios en la temperatura y oxígeno disuelto por construcción de presas, por ejemplo), etc.

4.4. Metodología de muestreo

Se ha considerado que un trabajo aporta información sobre la metodología utilizada cuando especifica la técnica de muestreo que se ha llevado a cabo para el estudio de la comunidad piscícola.

Este requisito lo han cumplido dos terceras partes de los estudios. Sólo en 6, todos ellos anteriores a 1993 y el de Casals *et al.* (2002), no se ha concretado la metodología de muestreo. En el trabajo realizado por Barrachina y Díaz (1986) se

ha especificado la metodología utilizada, pero es un método visual.

En todos los estudios que especificaron la técnica de muestreo, ésta ha sido la pesca eléctrica, pero la metodología de los muestreos no fue siempre la misma. Prioritariamente, en 10 de los estudios evaluados, se ha utilizado el método de pasadas sucesivas sin devolución, que consiste en que con cada pasada del equipo de pesca eléctrica en el tramo delimitado, con o sin redes de bloqueo (depende también de los estudios), se extraen del medio los individuos, lo que afecta a las capturas subsiguientes que se van reduciendo según una tasa directamente relacionada con el número total de individuos capturados y el total de la población (García de Jalón, 1993). Este método permite estimar la densidad de una población.

En 4 de los estudios evaluados, cuyo objetivo estuvo relacionado con estudios cualitativos para realizar inventarios piscícolas y no era objetivo del estudio la obtención de datos cuantitativos o densidades relativas de las especies, el método de trabajo ha sido el de una única pasada en el tramo seleccionado y sin redes de bloqueo, siguiendo el protocolo del Índice Piscícola Europeo EFI.

En algunos estudios se ha especificado el número de pasadas y los individuos capturados en cada una de ellas, pero en otros sólo se ha aportado el número de capturas totales.

A pesar de su probada eficacia para la captura de peces, la pesca eléctrica presenta posibles sesgos que pueden dar lugar a resultados erróneos no representativos de la comunidad piscícola. Estos sesgos pueden ser debidos tanto a factores intrínsecos como extrínsecos: la época del año; las condiciones del muestreo -como una alta turbidez del agua o la abundancia de vegetación acuática que impidan la detección y captura de los peces-; el alcance físico -como la existencia de grandes pozas-; la selectividad hacia los peces de mayor talla cuyo hábitat es la columna de agua -debida tanto al método de captura como al propio equipo humano, que de forma inconsciente presta mayor atención a las mayores piezas-; el comportamiento distinto de cada especie ante la pesca eléctrica; o la representación del propio tramo en cuanto a estructura de las poblaciones piscícolas -por ejemplo, porque en el tramo se practique la pesca deportiva (Cowx, 1983; Infraestructuras y Ecología, 2000; Lapesa y González, 2003)-. Con



Pesca eléctrica en el barranco de Monara en la Fuente del Hoyo, Parque Natural del Moncayo (Foto: ©egines)

objeto de paliar al máximo el efecto de estas limitaciones, a la hora de efectuar las estimaciones existe la posibilidad de dar un tratamiento separado a cada especie e incluso a cada clase de edad cuando se considere necesario (Zamora *et al.*, 2009). Como método más frecuente y apropiado para la estimación de densidades de peces con el fin, no tanto de calcular la densidad total sino de comparar las poblaciones de distintos puntos de muestreo, Zamora *et al.* (2009) señala el método relativo Capturas Por Unidad de Esfuerzo (CPUE). Otros métodos absolutos de captura-marcaje y recaptura, o de capturas sucesivas sin devolución, para este grupo de animales serían más costosos y, en ocasiones, inviables, además de menos comparables. Este índice de abundancia ofrece una estimación relativa de la densidad, y puede minimizar los sesgos antes mencionados identificando los factores que determinan la CPUE y si las condiciones metodológicas se mantienen (mismo equipo, intensidad, período del año, etc.).

En relación con lo anterior, cabe destacar la existencia del Protocolo de Muestreo de Fauna Ictiológica en Ríos (Ministerio de Medio Ambiente, 2015), que es de obligado cumplimiento en la explotación

de las redes oficiales de Evaluación del Estado de las masas de agua en cumplimiento de la DMA por las Confederaciones Hidrográficas. Este protocolo obliga a seguir el procedimiento de muestreo de "pasada única" en ríos vadeables y a expresar las capturas en Capturas Por Unidad de Esfuerzo (CPUE, individuos/100m²). También obliga a recoger datos relativos al procedimiento de muestreo (uso de redes de bloqueo, equipo de pesca, etc.), poblacionales (número de individuos, especie, longitud furcal y total, peso, sexo, observaciones del estado sanitario), características fisicoquímicas (pH, oxígeno disuelto, temperatura, conductividad, % de saturación de oxígeno) e hidromorfológicas del tramo (anchura, profundidad y longitud media, superficie de muestreo, porcentaje de vegetación en orilla, porcentaje de iluminación/sombreado, tipos y cobertura de mesohábitats y de refugios, velocidad predominante del agua, etc.). En definitiva, parámetros a partir de los cuales se puede realizar una caracterización muy completa y comparable de los puntos de muestreo y que podría ser de utilidad para la realización de estudios piscícolas por otros organismos o instituciones que no sean las confederaciones.



Estudio de la fauna piscícola en el río Pancrudo, previa a la puesta en funcionamiento de la presa de Lechago, en el término municipal de Calamocho (Foto: ©egines)

5. Análisis geográfico de la distribución de la ictiofauna en Aragón

Este capítulo constituye el contenido principal de este estudio ya que se ha pretendido determinar la distribución actual y la distribución potencial de las especies piscícolas autóctonas presentes en Aragón. La distribución actual obtenida a partir de la revisión de algunos de los tramos fluviales mediante muestreos piscícolas, y la potencial mediante un análisis de los resultados históricos de los inventarios realizados a lo largo de varias décadas. Se presentan estos resultados especie por especie a modo de fichas descriptivas conteniendo sus correspondientes mapas de distribución.

5.1. Distribución potencial de las especies autóctonas

El término distribución potencial se refiere aquí a la selección de los tramos de río que pueden ser hábitat potencial de una especie, independientemente de las alteraciones que actualmente pueda sufrir o haya sufrido dicho tramo, y pueda estar o no presente en la actualidad.

Por ejemplo, en tramos de ríos que puedan actualmente encontrarse afectados por la presencia de un embalse y la especie se encuentre o existan registros históricos de la presencia de la misma, aguas arriba y abajo del embalse, el tramo potencial de ocupación de esa especie incluirá toda la longitud fluvial potencial, incluido el embalse, aunque su presencia actual en aguas lénticas resulte imposible.

La determinación de la distribución potencial de las especies piscícolas autóctonas presentes en Aragón ha considerado los siguientes aspectos:

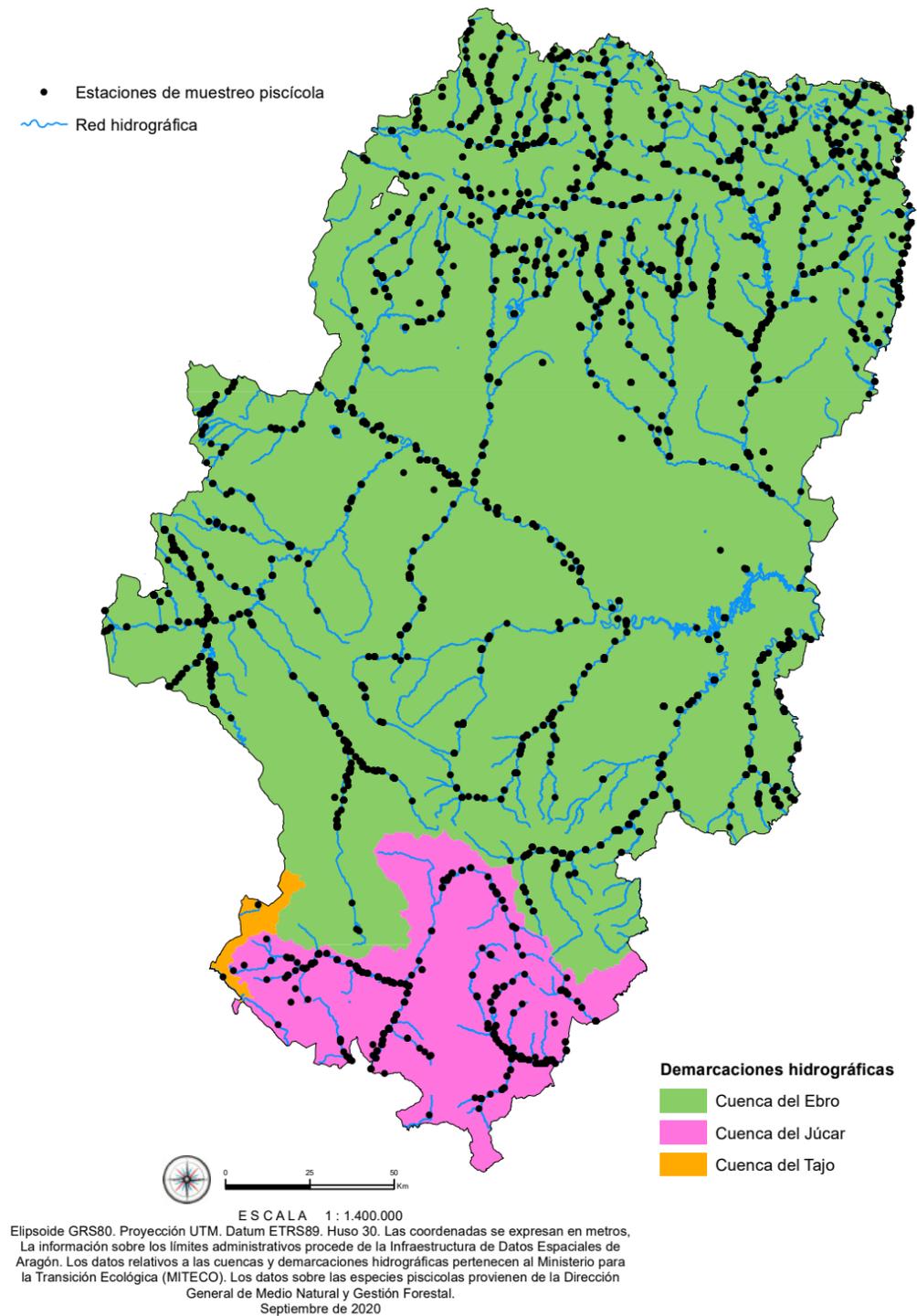
A. El análisis de los registros incluidos en la base de datos histórica, banco de datos de la ictiofauna de Aragón (1.000 estaciones de muestreo en el periodo histórico 1983-2017), que se comenta más adelante, se ha realizado exclusivamente para las especies autóctonas ya que las exóticas no pertenecen a la comunidad piscícola que se considera *prístina* u original.

- B. Con respecto a especies migradoras, en el caso concreto de la anguila en Aragón, se ha hecho un análisis de su distribución potencial teniendo en cuenta que perdió su capacidad de estar presente en el territorio tras la construcción de grandes presas, pero que sí que estaría presente en la comunidad piscícola prístina, de no existir esos obstáculos.
- C. Para algunas especies, sobre todo las que presentan distribuciones aisladas o aquellas especies autóctonas que han podido sufrir eventos de traslocación dentro de nuestra área de estudio, ha sido imprescindible consultar un "panel de expertos" (constituido por técnicos de la administración que llevan más de 15 años realizando trabajos de inventariación piscícola en Aragón), para valorar la inclusión o no de tramos sin información histórica suficiente o dudosa.
- D. Esta distribución basada en datos históricos se ha visto ampliada (o reducida en algún caso) a partir de criterios como el tipo y las características de la masa de agua, la altitud, la ecología y biología de cada especie, la conectividad fluvial, el origen de los datos históricos, etc.

5.1.1. Banco de datos de la ictiofauna de Aragón

El Banco de Datos de Biodiversidad de Aragón que gestiona el Servicio de Biodiversidad del Departamento de Agricultura, Ganadería y Medio Ambiente del Gobierno de Aragón, consta de 4.175 entradas georreferenciadas sobre la población piscícola localizados en la comunidad autónoma, desde 1983 hasta 2017 en cerca de 1.000 estaciones de muestreo en ríos, barrancos, embalses, lagunas, balsas e ibones (*Mapa 4*).

Esta información de los muestreos realizados en Aragón durante este periodo de 34 años (1983-2017) se ha compilado con la estructura estandarizada de campos del Banco de Datos de Biodiversidad de Aragón, con una extensión para incluir

Mapa 4. Estaciones de muestreo con datos piscícolas en Aragón (1983-2017)

aspectos relevantes para el grupo faunístico de peces, como por ejemplo el dato del cauce donde se localiza la cita.

Los datos sobre comunidades de peces en Aragón no sólo tienen como procedencia los trabajos propios del Departamento de Agricultura, Ganadería y Medio Ambiente, bien sean estudios específicos (asistencias técnicas) o planificados (inventarios, censos anuales, seguimientos, etc.), la mayoría de ellos revisados para este trabajo (ver *Tabla 5* en el punto 4.1). Se ha podido contar con la información de diferentes entidades y organismos públicos, como los trabajos realizados por las Confederaciones Hidrográficas, concretamente la información incluida en los estudios censales realizados en embalses (periodo 2008-2017). En total, se incluye información de 25 de los 45 embalses con capacidad igual o superior a 5 hm³ (IAEST, 2017) presentes en Aragón. También se encuentran incluidos los estudios realizados por Universidades, como el realizado por la Universidad de Barcelona, *Estudio ecológico de la ictiofauna de la provincia de Zaragoza* (Casals et al., 2002), así como los datos procedentes de observaciones puntuales, casuales o no programadas, realizadas siempre por personal experto. El conjunto de datos de la Federación Aragonesa de Pesca y Caza (FAPYC), pese a formar parte del Banco de Datos de ictiofauna, han sido desestimados para este trabajo por su elevado grado de incertidumbre y falta de verificación.

La mayoría de estos datos han sido obtenidos mediante pesca eléctrica, método de pesca que consiste en la creación de un campo eléctrico en el medio acuático, modificando el comportamiento del pez para favorecer su captura y devolución al río en vivo. Los trabajos censales mediante muestreos cuantitativos de peces en los embalses realizados por la CHE, se han realizado con una combinación de técnicas de muestreo directo con técnicas cuantitativas que permiten obtener datos en términos de densidad y biomasa.

5.1.2. Resultados

La elaboración de los mapas de distribución potencial y el manejo de los datos espaciales se han procesado con el software ArcMap de la herramienta ArcGIS 10.4 (ESRI, 2014). Primero, se han seleccionado de la base de datos aquéllos relativos a las especies autóctonas. Seguidamente, a partir de las capas disponibles en las páginas oficiales de las 3 confederaciones hidrográficas se ha generado una capa de las subcuencas de la Comunidad Autónoma. También se ha utilizado una capa lineal

de las masas de agua superficiales del área de estudio, segmentadas en tramos que tienen una longitud media de 12 km. Se han formado capas preliminares para cada especie estableciendo como subcuencas o tramos potenciales todos aquellos en los que ha aparecido en alguna ocasión la especie. A partir de estas capas, con las valoraciones del panel de expertos y la consideración de los tipos de masas o ecotipos se han generado los mapas finales de distribución potencial de especies (ver apartado 5.3).

Se ha elaborado la representación cartográfica de la distribución potencial de cada una de las especies autóctonas presentes en Aragón, salvo de la tenca, ya que en España no se conoce con certidumbre si se trata de una especie autóctona o ha sido introducida (existen datos de su presencia en yacimientos arqueológicos de la edad de bronce y está ampliamente distribuida a lo largo de todas las cuencas fluviales (Doadrio et al., 2011), pero en Aragón es extremadamente escasa y su presencia se encuentra prácticamente restringida a balsas y charcas, mayoritariamente como consecuencia de repoblaciones).

Para poder valorar adecuadamente los resultados, se ha considerado clarificador la representación y descripción de esta distribución potencial junto a los resultados obtenidos en la actualización de los inventarios (ver apartado 5.3) que se explican más ampliamente en el próximo apartado.

La especie que ha presentado una mayor distribución potencial es *Parachondrostoma miegii*, que extendiéndose por el 65% de la longitud total de los tramos del área de estudio (8526 km). Le siguen *Luciobarbus graellsii* y *Barbus haasi*, en aproximadamente el 63% de los tramos fluviales. Por el contrario, la especie con la menor distribución potencial es *Squalius pyrenaicus*, en apenas un 0,5% de la longitud total (en el cauce del río Piedra) y *Parachondrostoma turiense*, en poco más del 1% (en los ríos Guadalaviar, Turia y Mijares, cuenca hidrográfica del Júcar).

Con respecto a la distribución de las especies por ecotipos (*Tabla 6*), la mayoría de las especies (75%) se distribuyen en 3 o más ecotipos distintos. *Luciobarbus graellsii*, *Parachondrostoma miegii* y *Anguilla anguilla* están presentes en 7 de los 8 ecotipos presentes en el área de estudio. En cambio, hay 4 especies, *Luciobarbus guiraonis*, *Parachondrostoma turiense*, *Squalius pyrenaicus* y *Squalius valentinus*, que tienen limitada su distribución a un solo ecotipo, "Ríos de montaña mediterránea calcárea".

Tabla 6. Distribución potencial de las especies piscícolas autóctonas en Aragón.

Especie	Longitud (km)	Porcentaje (%)	Nº de ecotipos fluviales
Bermejuela <i>Achondrostoma arcasii</i>	2.483	29,0	5
Anguila <i>Anguilla anguilla</i>	3.733	43,7	7
Barbo culirrojo <i>Barbus haasi</i>	5.350	62,7	6
Pez lobo <i>Barbatula quignardi</i>	1.684	19,6	6
Lamprehuela <i>Cobitis calderoni</i>	284	3,3	2
Colmilleja <i>Cobitis paludica</i>	1.177	13,8	4
Gobio <i>Gobio lozanoi</i>	3.241	38,0	6
Barbo de Graells <i>Luciobarbus graellsii</i>	5.359	62,8	7
Barbo mediterráneo <i>Luciobarbus guiraonis</i>	336	4	1
Madrilla <i>Parachondrostoma miegii</i>	5.500	64,5	7
Madrija <i>Parachondrostoma turiense</i>	106	1,2	1
Piscardo <i>Phoxinus phoxinus</i>	1.176	13,7	5
Trucha común <i>Salmo trutta</i>	4.576	53,7	6
Bagre <i>Squalius laietanus</i>	1.211	14,2	5
Cacho <i>Squalius pyrenaicus</i>	46	0,5	1
Cacho valenciano <i>Squalius valentinus</i>	239	2,8	1
Blenio <i>Salaria fluviatilis</i>	1.867	22	5

La tabla muestra la longitud total de tramos fluviales, porcentaje de ocupación y número de ecotipos ocupados en la distribución potencial de las especies piscícolas autóctonas en Aragón. Fuente: DGA, elaboración propia.

5.2. Situación actual de las comunidades piscícolas en Aragón

Se ha realizado una actualización de los datos de presencia de las comunidades piscícolas, tanto en ríos como en embalses, con el objeto de ofrecer una visión del estado y situación de las especies y su comparación con la su distribución potencial. Nos referimos a ese conjunto de datos como muestreos actuales en contraposición con los datos históricos, que se utilizaron para establecer las distribuciones potenciales. Esta actualización se ha realizado de manera diferente tanto en el tiempo como en la metodología de muestreo, según la masa de agua fuese río o embalse. También ha sido diferente la selección de estaciones de muestreo en las provincias de Teruel y Zaragoza respecto a las realizadas en Huesca.

Todos los datos de muestreos piscícolas actuales en ríos son del año 2017, y se han realizado con medios propios o asistencias técnicas del Gobierno de Aragón. Por otro lado, en el caso de los embalses, los datos que se han considerado comprenden un periodo mucho más largo (2008-2017), ya que se han extraído de los estudios realizados por la Confederación Hidrográfica del Ebro de acuerdo a las especificaciones de la DMA sobre los programas de seguimiento del estado de las aguas. Estos incluyen el uso de indicadores de composición y abundancia en diferentes elementos biológicos, entre ellos los peces, para evaluar el potencial ecológico de estas masas de agua (DOCE, 2000).

El análisis de los resultados obtenidos en la revisión actualizada mediante muestreos piscícolas de las especies autóctonas se completa de forma

pormenorizada para cada especie con la interpretación de los mapas elaborados incluidos en el apartado 5.3.

5.2.1. Metodología de los inventarios piscícolas en los ríos vadeables

Se explica en este apartado las técnicas de muestreo y las estrategias aplicadas por los distintos estudios de los que se han obtenido datos de inventario piscícola, en su mayor parte con pesca eléctrica. Esta técnica de muestreo consiste en crear un campo eléctrico en el seno de la masa de agua en el cual el pez se ve sometido a una diferencia de potencial que le produce una galvanotaxia, la natación forzada hacia el electrodo, y conforme el pez se aproxima a él se producen contracciones musculares y finalmente la galvanonarcosis, es decir, una relajación muscular y pérdida del sentido, que permite la extracción de los individuos fácilmente.

Los muestreos que llevaron a cabo el personal del Gobierno de Aragón o sus asistencias técnicas mediante pesca eléctrica se realizaron con 1 o 2 esfuerzos de captura en tramos de río seleccionados, intentando, en la medida de lo posible, que estuvieran suficientemente representados los diferentes tipos de hábitat que se encuentran en el río; corrientes, tablas, badinas, etc. Como norma, la unidad de muestreo fue de 0.1 hectáreas de lámina mojada lo cual, en ríos con anchuras medias de cauce entre 10 y 15 metros, representa una longitud de río muestreada de 75 a 100 metros. El tiempo medio de muestreo para cada esfuerzo

de pesca fue aproximadamente de 45 minutos. El aparato de pesca eléctrica utilizado fue un equipo portátil.

Este método está basado en el método de capturas sucesivas con esfuerzo constante y estimas de máxima probabilidad (Zippin, 1958). Hay que tener en cuenta que siempre y cuando se satisfagan las condiciones mínimas de eficacia previstas, el muestreo se resuelve con 2 esfuerzos de pesca eléctrica y aplicación de la solución matemática formulada por Seber y Lecren (1967).

Por otra parte, el personal participante lo formaron en un mínimo de 3 personas y un máximo de 6. Un pescador que maneja el ánodo, 1 o 2 personas provistas de una sacadera para recoger los peces que son atraídos por el ánodo y 2 o 4 personas encargadas por una parte de transportar los peces hasta tanques instalados en la orilla del río, donde se mantienen los peces vivos, y por otra, de medir, pesar y anotar todos los datos referentes a cada pesca.

En las provincias de Zaragoza y Teruel, la selección de las estaciones de muestreo ha priorizado aquéllas que ya contaban con la existencia de datos históricos de las diferentes especies protegidas en Aragón, pero en algunos casos se ha tenido más en cuenta la necesidad de revisar inventarios piscícolas en espacios naturales protegidos o el insuficiente conocimiento de la comunidad piscícola existente.

A estos muestreos se han añadido algunos de los muestreos anuales acometidos en 2017 que se realizan desde el Servicio de Caza y Pesca del

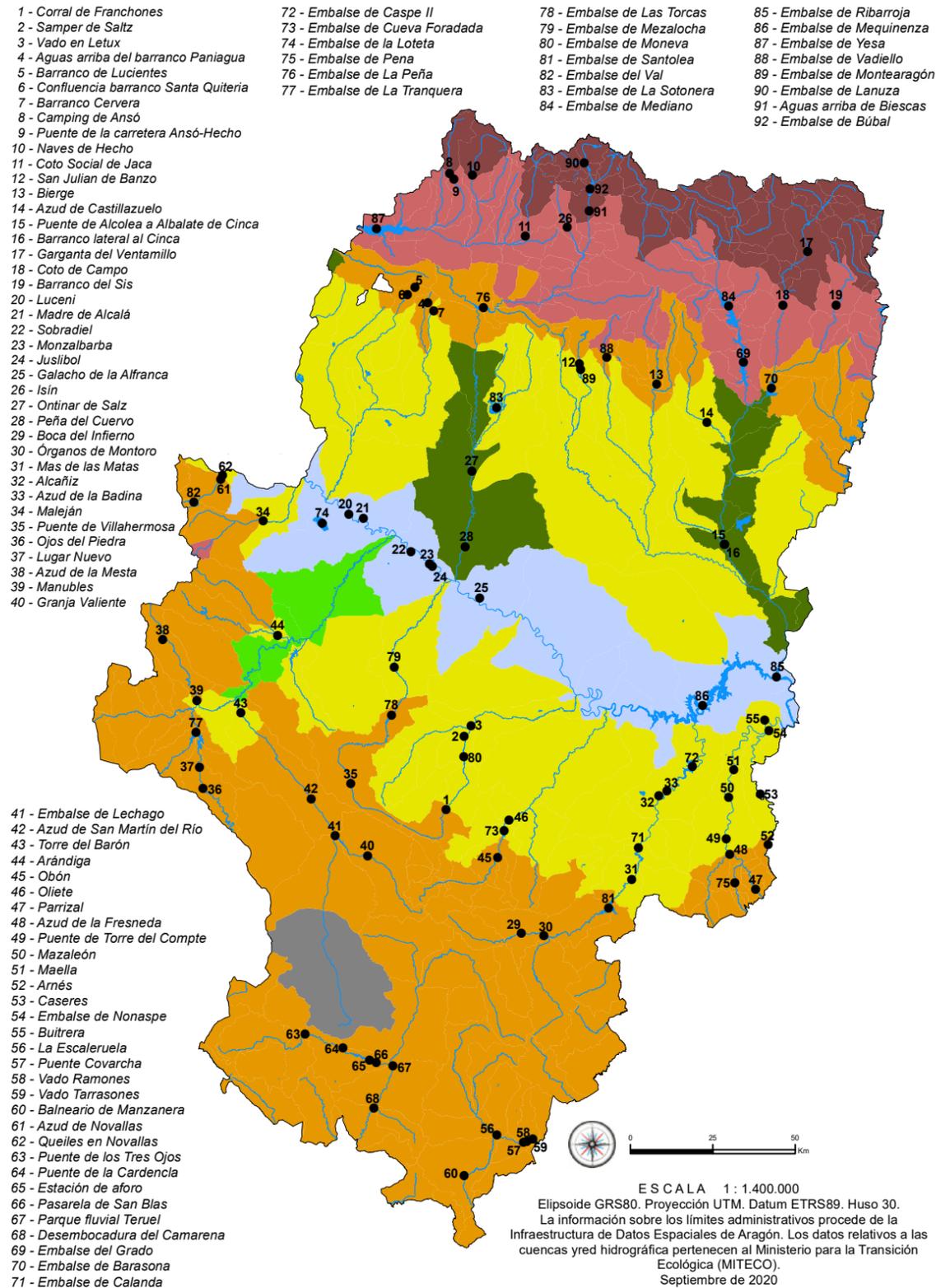


Pesca eléctrica, donde se observa al pescador con el equipo de pesca portátil, las personas provistas de sacaderas y otra persona esperando fuera para transportar las capturas hasta el punto de trabajo (Foto: ©egines)



Punto de trabajo donde se puede observar los contenedores que albergan los peces hasta que son de nuevo liberados, el medidor de peces, la pesa, el GPS y los estadios de recogida de datos (Foto: ©egines)

Mapa 5. Localidades de muestreo. Año 2017



Gobierno de Aragón, en el marco del seguimiento anual de la trucha común (*Salmo trutta*) y en los que se tenía constancia de la presencia de otras especies acompañantes a la especie diana de este estudio. Están localizados fundamentalmente en la provincia de Huesca, aunque también se han incluido algunos que se han considerado interesantes de las otras dos provincias.

Entre otros trabajos que han aportado datos en este análisis han sido un estudio realizado en el río Mijares por la Universidad Politécnica de Valencia, en el que se realizaron muestreos piscícolas e 3 estaciones del río Mijares en la población de Olba (Teruel), consistentes en muestreos directos de pesca eléctrica, con 3 esfuerzos de captura de un tramo de río que se consideró representativo del sector en el que está enclavado.

Por otro lado, es importante reseñar los trabajos realizados en el propio cauce del río Ebro y el Galacho de la Alfranca, ya que, al ser un gran río y no en todo el tramo vadeable, la metodología de muestreo no es exclusivamente la pesca eléctrica con vadeador. Uno de ellos es el estudio *Diagnos de la idoneidad de hábitats fluviales para Margaritifera auricularia* (Sorelló Estudis al Medi Aquatic S.L, 2017) en el que se requería la evaluación del estado y la estructura de las poblaciones de peces, con especial atención a los huéspedes de *M. auricularia* (sobre todo *Salaria fluviatilis*). Para alcanzar estos objetivos se muestrearon varios tramos interesantes y susceptibles de albergar poblaciones de náyades en el río Ebro, Vero y Cinca, utilizando 2 tipos de técnicas, intentando siempre compensar los inconvenientes de una con el uso de la otra; pesca eléctrica, en un esfuerzo cronometrado de varios minutos (CPUE), y nasas camaroneras o anguileras en aquellas zonas que por profundidad o visibilidad la pesca eléctrica pudiera perder efectividad. El esfuerzo de muestreo en el caso de las artes pasivas fue de al menos 12 horas y también se consideró en CPUE. Todos los ejemplares capturados se han llevado a la orilla donde se les ha tomado la longitud furcal y peso, con el fin de poder evaluar la estructura poblacional por tallas de cada especie.

A su vez, el estudio *Caracterización y evaluación del estado global del Galacho de la Alfranca* (AECOM España S.L.U., 2017) tenía como finalidad genérica, ampliar y mejorar el conocimiento de su estado de conservación estableciendo un diagnóstico global de la evolución pasada, estado actual y previsión de la evolución futura del galacho a través de la evaluación de los indicadores, entre los que se encontraban los peces. Para la caracterización de la comunidad de peces se realizaron esfuerzos

de pesca con artes pasivas (con redes tipo trasmallos y trampas tipo nasas) y activas (pesca eléctrica). Los trasmallos se instalaron por la tarde, antes de anochecer y se retiraron al día siguiente por la mañana. La pesca eléctrica se realizó desde la embarcación, recorriendo zonas someras y junto a las orillas y zonas vegetadas. Todos los ejemplares capturados se identificaron y se tomaron medidas biométricas antes de devolverlos al medio. Estos datos permiten tener una idea de la composición de la comunidad y la estructura de poblaciones. Se colocaron 5 trasmallos para cubrir casi toda la extensión de la masa de agua. También se colocaron nasas en zonas someras y zonas más profundas, pero sólo se capturaron ejemplares de cangrejo rojo (*Procambarus clarkii*).

5.2.2. Resultados de los inventarios piscícolas en los ríos vadeables

Para la realización de este proyecto se han utilizado los datos obtenidos en 69 estaciones diferentes repartidas por toda la comunidad autónoma (11 en la cuenca del Júcar y 58 en la del Ebro) provenientes de diversas fuentes, con objetivos y estrategias de muestreo diferentes. La *Tabla 7* resume el número de estaciones por subcuenca especificando la fuente de datos y el objetivo que perseguía el trabajo en el que se realizaron. En esos 69 muestreos piscícolas, se han capturado un total de 16 especies autóctonas y 11 especies alóctonas. En 3 de las estaciones no se encontró ninguna especie.

Con respecto al tamaño de la muestra, se han capturado un total de 13.059 individuos, aproximadamente el 70% de ellos autóctonos.

En un 66% de las estaciones la comunidad está compuesta por especies exclusivamente autóctonas, apareciendo en el resto de las estaciones una comunidad piscícola compuesta también por especies alóctonas. Solo una estación está formada exclusivamente por la presencia de una especie exótica (trucha arcoíris).

En la siguiente tabla se presenta el número de individuos capturados de cada especie, el número de estaciones en las que está presente y el número de ecotipos en los que está presente (*Tabla 8*). Las 2 especies más representativas de las estaciones muestreadas han sido el barbo culirrojo, que se encuentra presente en casi el 70% de los tramos estudiados, y la trucha, que ha estado presente en el 55%. En cambio, la anguila, la colmilleja y la lamprehuela sólo han sido localizadas, cada una de ellas, en una estación. Con respecto al número de individuos, la especie de la que más individuos

Tabla 7. Relación de estaciones de muestreo piscícola y el objetivo del trabajo.

CUENCA		Objeto del estudio	Nº de muestreos
Ebro	Arbas	Inventario Piscícola Paisaje Protegido Sierra Santo Domingo	4
Ebro	Aragón	Seguimiento de la trucha común	4
Ebro	Gállego	Seguimiento de la trucha común Revisión inventario Piscícola	2 2
Ebro	Alcanadre	Seguimiento de la trucha común	2
Ebro	Vero	Diagnóstico de la idoneidad de hábitats fluviales para <i>M. auricularia</i>	1
Ebro	Ésera e Iávena	Seguimiento de la trucha común	3
Ebro	Cinca	Diagnóstico de la idoneidad de hábitats fluviales para <i>M. auricularia</i>	2
Ebro	Ebro	Caracterización y evaluación del estado global-galacho de la Alfranca Diagnóstico de la idoneidad de hábitats fluviales para <i>M. auricularia</i>	1 5
Ebro	Huecha	Revisión inventario Piscícola	1
Ebro	Queiles	Revisión inventario Piscícola	2
Ebro	Jalón	Revisión inventario Piscícola Seguimiento de la trucha común	4 1
Ebro	Jiloca	Revisión inventario Piscícola Seguimiento de la trucha común	1 3
Ebro	Huerva	Seguimiento de la trucha común	1
Ebro	Aguasvivas	Revisión inventario Piscícola Seguimiento de la trucha común	2 1
Ebro	Martín	Revisión inventario Piscícola	2
Ebro	Guadalope	Revisión inventario Piscícola Seguimiento de la trucha común	3 2
Ebro	Matarraña	Revisión inventario Piscícola Seguimiento de la trucha común	7 2
Júcar	Mijares	Trabajo Mijares Universidad Politécnica de Valencia Seguimiento de la trucha común	3 2
Júcar	Guadalaviar	Revisión inventario Piscícola Seguimiento de la trucha común	1 3
Júcar	Turia	Revisión inventario Piscícola Seguimiento de la trucha común	1 1

Tabla 8. Especies autóctonas muestreadas en 2017 en ríos de Aragón. Número de individuos capturados, número de estaciones en las que han sido localizados y número de ecotipos en los que está presente. Fuente: DGA, elaboración propia.

Especie	Nº Individuos capturados	Porcentaje sobre capturas totales (%)	Nº estaciones con presencia	Porcentaje sobre total estaciones muestreadas (%)	Nº Ecotipos
A. arcasii	548	5,9	16	23,2	2
A. anguilla	1	0,01	1	1,4	1
B. haasi	1.290	13,8	46	66,7	6
B. quignardi	113	1,2	6	8,7	5
C. calderoni	1	0,01	1	1,4	1
C. paludica	11	0,1	1	1,4	1
G. lozanoi	921	9,8	22	31,9	4
L. graellsii	184	2,0	21	30,4	5
L. guiranois	64	0,7	4	5,8	1
P. miegii	3.074	32,8	25	36,2	6
P. turiense	34	0,4	3	4,3	1
P. bigerri	600	6,4	10	14,5	5
S. fluviatilis	15	0,2	2	2,9	1
S. trutta	2.251	24,0	38	55,1	5
S. laietanus	224	2,4	7	10,1	3
S. valentinus	29	0,3	4	5,8	1
TOTAL	9.360				

se han capturado ha sido la madrilla, seguida de la trucha y el barbo culirrojo. Los individuos capturados de estas 3 especies representan aproximadamente el 70 % del total.

Las estaciones con especies exóticas (Tabla 9a) están localizadas en el cauce principal del río Ebro (en las 6 estaciones incluidas en este trabajo); en el cauce del río Vero aguas abajo del azud de Castillazuelo y en el barranco de Valdemoras, ambos en el tramo medio-bajo de la subcuenca del río Cinca, en cuyo cauce también han aparecido a la altura de Alcolea de Cinca; en 2 de las 4 estaciones del río Gállego; 2 de las 5 estaciones de río Guadalope; en 4 de las 9 estaciones de la cuenca del Matarraña, localidades de Mazaleón, Maella, Nonaspe y Caseres en

el río Algars; y en la única estación situada en el río Piedra. Estas estaciones de muestreo se encuentran en tramos medios-bajos de los ríos, cercanos a su desembocadura o en el mismo cauce del Ebro. La única excepción es la estación del río Piedra, un río de montaña situado a cerca de 900 m.s.n.m., en el que ha aparecido la trucha arco iris, pero que claramente se encuentra vinculada a la presencia de una piscifactoría de engorde de la especie en la localidad de Cimballa. En la tipología ríos de alta montaña no ha aparecido ninguna especie exótica, pese a la constancia de la presencia de ejemplares de salvelino (*Salvelinus fontinalis*) en el pirineo aragonés, pero no se realizó ningún muestreo de revisión en 2017.

Tabla 9a. Especies alóctonas capturadas en 2017 en ríos de Aragón. Especies vs ecotipos.

Tipología de río	Cauce (subcuenca)	Especie
Grandes ejes en ambiente mediterráneo	Ebro	Alburno (<i>Alburnus alburnus</i>)
		Gambusia (<i>Gambusia holbrooki</i>)
		Siluro (<i>Silurus glanis</i>)
		Carpín (<i>Carassius auratus</i>) Carpa (<i>Cyprinus carpio</i>)
		Rutilo (<i>Rutilus rutilus</i>)
Ejes mediterráneo-continetales poco mineralizados	Cinca	Alburno (<i>Alburnus alburnus</i>)
		Gambusia (<i>Gambusia holbrooki</i>)
		Carpín (<i>Carassius auratus</i>)
		Carpa (<i>Cyprinus carpio</i>)
		Rutilo (<i>Rutilus rutilus</i>)
	Siluro (<i>Silurus glanis</i>)	
	Gállego	Alburno (<i>Alburnus alburnus</i>)
		Carpa (<i>Cyprinus carpio</i>)
Ríos mineralizados de baja montaña mediterránea	Guadalope	Alburno (<i>Alburnus alburnus</i>)
		Escardino (<i>Scardinius erythrophthalmus</i>)
		Perca de río (<i>Perca fluviatilis</i>)
	Matarraña	Gambusia (<i>Gambusia holbrooki</i>)
		Perca americana (<i>Micropterus salmoides</i>)
Algars (Matarraña)	Pez gato (<i>Ameiurus melas</i>)	
Ríos mineralizados de baja montaña mediterránea	Vero (Cinca)	Alburno (<i>Alburnus alburnus</i>)
Ríos de montaña mediterránea calcárea	Piedra (Jalón)	Trucha arcoiris (<i>Oncorhynchus mykiss</i>)

Tabla 9b. Especies alóctonas capturadas en 2017 en ríos de Aragón. Especies vs estaciones de muestreo.

Especie	Nº individuos	Porcentaje sobre capturas totales (%)	Nº estaciones	Porcentaje sobre estaciones totales (%)
Pez gato <i>Ameiurus melas</i>	9	<1	1	1,4
Alburno <i>Alburnus alburnus</i>	1.443	52	12	20
Carpín <i>Carassius auratus</i>	35	1	7	10,1
Carpa <i>Cyprinus carpio</i>	48	2	6	8,7
Gambusia <i>Gambusia holbrooki</i>	1.152	41	10	14,5
<i>Perca americana</i> <i>Micropterus salmoides</i>	2	<1	1	1,4
Trucha arcoíris <i>Oncorhynchus mykiss</i>	5	<1	1	1,4
Perca de río <i>Perca fluviatilis</i>	27	1	1	1,4
Escardino <i>Scardinius erythrophthalmus</i>	9	<1	1	1,4
Siluro <i>Silurus glanis</i>	28	1	7	10,1
Rutilo <i>Rutilus rutilus</i>	5	<1	2	2,9
TOTAL	2.763			

Como se puede ver en la *Tabla 9b*, se han capturado 11 especies exóticas distintas. El alburno ha sido la especie más frecuentemente localizada, encontrándose en 12 de las 20 estaciones con presencia de especies alóctonas, y más de la mitad de los individuos exóticos capturados pertenecen a esta especie. Le sigue la gambusia, capturada en la mitad de las estaciones con presencia de alóctonas. Estas 2 especies representan el 93% de las capturas totales de especies alóctonas.

En la revisión de los inventarios piscícolas realizada no se ha capturado ni en cauces fluviales, ni en embalses, ningún ejemplar de salvelino (*Salvelinus fontinalis*), pez sol (*Lepomis gibbosus*) y brema blanca (*Blicca bjoerkna*).

5.2.3. Metodología y resultados de los inventarios piscícolas en los embalses

Se ha considerado importante incluir esta tipología de masa de agua por su profunda modificación del hábitat (Ollero *et al.*, 2009) e importante papel en la introducción y propagación de especies exóticas invasoras (Prenda *et al.*, 2002).

La información utilizada en este trabajo con respecto a los embalses han sido estudios censales realizados por la Confederación Hidrográfica del Ebro (*Tabla 10*) que lleva realizando este organismo desde el año 2008 para evaluar el potencial ecológico de los embalses conforme a lo establecido en la DMA (se analizan distintas variables, entre ellas la comunidad piscícola).

Estos estudios censales aplican un procedimiento de muestreo sistemático mediante eco-sondeo vertical y horizontal, que permite obtener mucha información muestral relativa a la densidad y talla acústica de los peces (muestreos cuantitativos), combinado con muestreos directos mediante la extensión de redes agalladeras y pesca eléctrica desde embarcación en lugares representativos de los diferentes sectores definidos en el embalse (macrohábitats). Con la combinación de estas técnicas se alcanza un conocimiento de la distribución de especies y la relación entre su talla y peso, que permite finalmente estimar biomasa por especies y sectores (Monteoliva *et al.*, 2014).

Tabla 10. Embalses en Aragón con estudios sobre las comunidades piscícolas

Embalse	Cuenca	Cauce	Año Construcción	Capacidad	Último Estudio
Arquillo de San Blas	Júcar	Guadalaviar	1962	21 hm³	1986
Barasona	Ebro	Ésera	1932	85 hm ³	2009
Calanda	Ebro	Guadalope	1982	54 hm ³	2015
Caspe II	Ebro	Guadalope	1989	82 hm ³	2015
Cueva Foradada	Ebro	Martín	1926	22 hm ³	2012
El Grado	Ebro	Cinca	1969	400 hm ³	2017
El Val	Ebro	Queiles	2001	24 hm ³	2013
Escuriza	Ebro	Escuriza	1896	5 hm³	2006
La Loteta	Ebro	Arroyo Carrizal	1999	104 hm ³	2014
La Peña	Ebro	Gállego	1913	15 hm ³	2014
La Sotonera	Ebro	Sotón / Gállego	1963	189 hm ³	2013
La Tranquera	Ebro	Piedra	1959	82 hm ³	2012
Lanuzá	Ebro	Gállego	1978	17 hm ³	2009
Las Torcas	Ebro	Huerva	1946	7 hm ³	2013
Maidevera	Ebro	Aranda	1983	20 hm³	1996
Mediano	Ebro	Cinca	1959	435 hm ³	2017
Mequinenza	Ebro	Ebro	1964	1.534 hm ³	2008
Mezalocha	Ebro	Huerva	1728	4 hm ³	2013
Moneva	Ebro	Aguasvivas	1929	8 hm ³	2013
Pena	Ebro	Pena	1930	18 hm ³	2012
Ribarroja	Ebro	Ebro	1969	210 hm ³	2008
Santolea	Ebro	Guadalope	1932	43 hm ³	2015
Vadiello	Ebro	Guatizalema	1971	16 hm ³	2016
Yesa	Ebro	Aragón	1959	447 hm ³	2011
Montearagón	Ebro	Flumen	2010	52 hm ³	2014

El campo [Último estudio] se refiere al último muestreo realizado por la CHE en cada embalse. Los estudios marcados en negrita no han sido utilizados como fuente de información del estado actual de los embalses, por ser anteriores al periodo de muestreos establecido para este fin (2008-2017). Fuente: DGA, elaboración propia.



Colocación de redes agalladera en el embalse de Santolea (Guadalope)
(Foto: ©egines)

Tabla 11. Especies autóctonas capturadas en embalses de Aragón.

Especie	Nº embalses con presencia	Porcentaje sobre estaciones totales (%)
Anguila. <i>Anguilla anguilla</i>	1	5
Barbo culirrojo. <i>Barbus haasi</i>	1	5
Gobio. <i>Gobio lozanoi</i>	6	28
Barbo de Graells. <i>Luciobarbus graellsii</i>	12	57
Madrilla. <i>Parachondrostoma miegii</i>	13	61
Piscardo. <i>Phoxinus phoxinus</i>	2	10
Blenio. <i>Salaria fluviatilis</i>	4	20
Bagre. <i>Squalius laietanus</i>	1	5
Trucha. <i>Salmo trutta</i>	5	23

Para el análisis estadístico y representaciones cartográficas se han desestimado los estudios realizados en el embalse de Maidevera, Arquillo de San Blas, Escuriza, Baserca y un estudio de 2007 en Vadiello por ser anteriores a 2008. Con respecto al embalse de Montearagón, que cuenta con un estudio censal de la CHE del año 2014, habrá que tener en cuenta su reciente construcción a la hora de comparar su estado actual y potencial.

En este caso no se ha utilizado en el análisis la variable número de capturas sino la presencia o ausencia de cada especie, pues no ha podido ser extraída de los estudios de manera homogénea para el presente trabajo.

Con respecto a las especies autóctonas, en 2017 están presentes 9 de las 18 especies autóctonas de peces existentes en Aragón. Como puede observarse en la *Tabla 11*, la especie con mayor presencia en embalses es la madrilla, presente en el 60% de los embalses, seguida del barbo de Graells, que ha sido localizado en el 57% de los estudios. Las demás especies se encuentran en 5 o menos embalses diferentes. Dentro de este grupo, la presencia de algunas especies se puede considerar anecdótica, ya

que sólo se ha encontrado un ejemplar de anguila en el embalse de Ribarroja, un ejemplar de barbo culirrojo en el embalse de Lanuza y un ejemplar de bagre en el embalse de El Grado.

En lo que se refiere a las especies alóctonas (*Tabla 12*), se han localizado 12 de las 16 especies exóticas de peces presentes en Aragón. La carpa es la especie más frecuentemente presente en los embalses alcanzado el 85% de todos ellos, seguida del alburno que ha sido localizado en el 71% y la perca americana en el 57%. Actualmente podemos considerar testimonial la distribución de la brema blanca (*Blicca bjoerkna*) en Aragón, habiéndose encontrado en los últimos años sólo en el embalse de Ribarroja.

Por lo general, en los embalses encontramos unas comunidades dominadas por especies exóticas, duplicando su presencia en número de especies con respecto a las especies autóctonas en más del 50% de los embalses estudiados; está situación sólo se encuentra revertida en los embalses de Búbal, Calanda, Vadiello y Yesa. En la *Tabla 13* se puede ver la relación de las especies autóctonas y alóctonas capturadas en cada embalse.

Tabla 12. Presencia de las especies alóctonas en los embalses de Aragón.

Especie	Nº embalses con presencia	Porcentaje sobre estaciones totales (%)
Alburno. <i>Alburnus alburnus</i>	15	71
Brema blanca. <i>Blicca bjoerkna</i>	1	5
Carpa. <i>Cyprinus carpio</i>	18	85
Carpín. <i>Carassius auratus</i>	5	23
Lucio. <i>Esox lucius</i>	4	20
Pez sol. <i>Lepomis gibbosus</i>	5	23
Perca Americana. <i>Micropterus salmoides</i>	12	57
Perca de río. <i>Perca fluviatilis</i>	2	10
Rutilo. <i>Rutilus rutilus</i>	6	28
Escardino. <i>Scardinius erythrophthalmus</i>	4	20
Siluro. <i>Silurus glanis</i>	3	14
Lucioperca. <i>Sander lucioperca</i>	8	38

Tabla 13. Especies autóctonas y alóctonas inventariadas en embalses (2008-2017).
Fuente: CHE (2008-2017). Elaboración propia.

Embalse	Sp autóctonas	Sp alóctonas
Barasona	<i>L. graellsii</i> <i>P. miegii</i> <i>S. trutta</i>	<i>A. alburnus</i> <i>C. carpio</i> <i>R. rutilus</i> <i>S. erythrophthalmus</i>
Búbal	<i>L. graellsii</i> <i>P. miegii</i> <i>S. trutta</i> <i>G. lozanoi</i> <i>P. bigerri</i>	<i>C. carpio</i> <i>C. carpio specularis</i>
Calanda	<i>L. graellsii</i> <i>P. miegii</i> <i>G. lozanoi</i>	<i>C. carpio</i> <i>M. salmoides</i>
Caspe II		<i>A. alburnus</i> <i>C. auratus</i> <i>C. carpio</i> <i>E. lucius</i> <i>L. gibbosus</i> <i>P. fluviatilis</i> <i>R. rutilus</i> <i>S. lucioperca</i> <i>S. glanis</i>
Cueva Foradada	<i>L. graellsii</i> <i>P. miegii</i>	<i>C. carpio</i> <i>M. salmoides</i>
La Loteta	<i>L. graellsii</i>	<i>A. alburnus</i> <i>C. auratus</i> <i>C. carpio</i> <i>M. salmoides</i> <i>S. lucioperca</i>
La Peña	<i>P. miegii</i> <i>G. lozanoi</i>	<i>A. alburnus</i> <i>C. carpio</i> <i>E. lucius</i> <i>R. rutilus</i>
La Sotonera	<i>S. fluviatilis</i>	<i>A. alburnus</i> <i>C. auratus</i> <i>C. carpio</i> <i>E. lucius</i> <i>R. rutilus</i> <i>S. lucioperca</i>
La Tranquera		<i>A. alburnus</i> <i>C. auratus</i> <i>C. carpio</i> <i>S. lucioperca</i>
Las Torcas	<i>P. miegii</i> <i>S. trutta</i>	<i>A. alburnus</i> <i>C. carpio</i> <i>L. gibbosus</i> <i>M. salmoides</i>
Mediano	<i>P. miegii</i>	<i>A. alburnus</i> <i>C. carpio</i> <i>R. rutilus</i> <i>S. lucioperca</i>
Mequinenza	<i>L. graellsii</i> <i>S. fluviatilis</i>	<i>A. alburnus</i> <i>C. carpio</i> <i>L. gibbosus</i> <i>M. salmoides</i> <i>P. fluviatilis</i> <i>R. rutilus</i> <i>S. erythrophthalmus</i> <i>S. glanis</i>
Mezalocha	<i>L. graellsii</i> <i>S. fluviatilis</i>	<i>A. alburnus</i> <i>C. carpio</i> <i>E. lucius</i> <i>R. rutilus</i> <i>S. lucioperca</i>
Pena	<i>L. graellsii</i> <i>P. miegii</i>	<i>C. carpio</i> <i>M. salmoides</i>
Ribarroja	<i>A. Anguilla</i> <i>S. Fluviatilis</i>	<i>A. alburnus</i> <i>B. bjoerkna</i> <i>C. carpio</i> <i>L. gibbosus</i> <i>M. salmoides</i> <i>R. rutilus</i> <i>S. lucioperca</i> <i>S. erythrophthalmus</i> <i>S. glanis</i>
Santolea	<i>L. graellsii</i> <i>P. miegii</i>	<i>C. carpio</i> <i>M. salmoides</i>
Yesa	<i>L. graellsii</i> <i>P. miegii</i> <i>S. trutta</i> <i>G. lozanoi</i>	<i>A. alburnus</i> <i>C. carpio</i> <i>M. salmoides</i>
El Grado	<i>L. graellsii</i> <i>P. miegii</i> <i>S. laietanus</i>	<i>A. alburnus</i> <i>L. gibbosus</i> <i>M. salmoides</i> <i>R. rutilus</i> <i>S. lucioperca</i> <i>S. erythrophthalmus</i>
Vadiello	<i>L. graellsii</i> <i>P. miegii</i> <i>G. lozanoi</i>	<i>M. salmoides</i>
El Val		
Moneva		<i>C. auratus</i> <i>C. carpio</i>
Lanuzá	<i>P. miegii</i> <i>S. trutta</i> <i>B. haasi</i> <i>G. lozanoi</i> <i>P. bigerri</i>	

5.2.4. Distribución actual de la fauna piscícola

Tras el análisis de los datos obtenidos tras la revisión de la situación actual de las 18 especies piscícolas presentes en Aragón, se ha observado un mayor número de especies autóctonas en ríos (16 especies) que en embalses (9 especies). Con respecto a las especies alóctonas, el número de especies en embalses y ríos es muy similar (12 y 11 respectivamente, de las 17 especies alóctonas presentes en la Comunidad), pero en los ríos solo 2 de las especies son realmente significativas (gambusia y alburno) y más de la mitad de éstas han sido localizadas de manera puntual, a menudo en tramos cercanos a embalses. Además, ha sido localizada al menos una especie exótica en el 95% de los embalses, frente al 30% de los muestreos en ríos. Estos resultados se pueden explicar por la dificultad de las especies exóticas para sobrevivir en ambientes tan cambiantes como lo son los ambientes fluviales mediterráneos, sometidos a ciclos hidrológicos extremos, con drásticos cambios ambientales y oscilaciones en la disponibilidad de alimento (Prenda *et al.*, 2002).

Es en los ecosistemas alterados, especialmente los embalses, donde estas especies alóctonas pueden proliferar, al encontrar condiciones más favorables. Podría pensarse que, para las especies autóctonas de la península ibérica, al haber evolucionado en estos ambientes fluviales mediterráneos y poder considerarse por ello hipergeneralistas, el llenado de un embalse no debe suponer un impedimento definitivo para su presencia en estos ambientes (de hecho, muchas de las especies autóctonas han sido muestreadas en alguna ocasión en ellos, véase *Tabla 13*). Pero diversos estudios demuestran que son las especies exóticas las que proliferan con mayor éxito en estos ambientes (Herbold y Moyle, 1986; Ross, 1991) y que en muchas ocasiones no están presentes en el territorio hasta la construcción del embalse (Xiong *et al.*, 2018) y su posterior introducción a mano de pescadores y de la propia Administración (Elvira y Almodóvar, 2001).

A todo ello, hay que sumar el efecto barrera que produce la construcción de un embalse sobre las poblaciones autóctonas en general, no solo sobre las migradoras; la construcción de presas fracciona las cuencas hidrológicas, unidades que funcionan como islas ecológicas en las que el número de especies que albergan está relacionado con el área de dichas cuencas, ajustándose a los principios de la biogeografía de islas postulada por MacArthur y Wilson en 1967 (Granado, 2000; Clavero *et al.*, 2004) Cuando esto ocurre, se produce el aislamiento de las comunidades de peces que viven aguas arriba y una reducción de la cuenca que ocupan, por lo que es esperable que se reduzca el número de especies original, algo que ha ocurrido en la mayoría de estaciones analizadas en este estudio.

En Búbal, en un estudio censal de peces realizado en 1996 (CHE, 1996), las especies localizadas fueron trucha, madrilla y barbo culirroyo, una composición que ha variado mucho según los datos del estudio censal de 2017, en el que se han muestreado trucha, madrilla, piscardado, gobio, carpa, y barbo de Graells (CHE, 2017). Si se comparan, aunque en el último muestreo hay mayor riqueza de especies, hay un mayor número de especies cuya distribución potencial no incluye este embalse (carpa, barbo de Graells, gobio, madrilla). Aun así, en el último muestreo se han capturado las 2 especies a las que sí que les corresponde este tramo de río como distribución potencial, que son la trucha y el piscardado -aunque este último es muy probable que haya sido introducido por parte de los pescadores debido a su uso como cebo vivo para la pesca de trucha, ahora prohibido (Gobierno de Aragón, 2018), además de que los embalses no son su hábitat óptimo al ser una especie intolerante frente a la alta conductividad y eutrofia (Maceda-Vega y De Sostoa, 2011)-. En Lanuzá existe una situación parecida, las especies autóctonas presentes se deben seguramente a traslocaciones, pues sólo la trucha y el piscardado presentan distribución potencial en dicho tramo.

5.3 FICHAS DE LOS PECES AUTÓCTONOS DE ARAGÓN

Se ha elaborado la distribución geográfica de cada especie que se muestra en las representaciones cartográficas de este apartado. Para ello se han empleado los datos recopilados en los diferentes estudios anteriormente señalados y la actualización de los datos obtenida en los muestreos piscícolas llevados a cabo, por tramos fluviales y ecotipos. El tratamiento de la información y su análisis geográfico se ha realizado con el sistema de información geográfica ArcGIS (ESRI). Se representan también los mapas de distribución potencial de las especies, fundamentada en los datos históricos de presencia lo que permite una visión más completa de su estado de conservación.

Para evitar confusiones en la interpretación del texto de las fichas de cada especie, es importante señalar la diferencia entre la expresión “presencia de especies exóticas invasoras (EEI)”, haciendo referencia exclusivamente a la presencia de especies piscícolas exóticas y cuando se utiliza la expresión “EEI no solo de peces”, reseñando entonces, una de las variables consideradas en los análisis IMPRESS por las Confederaciones Hidrográficas, donde se señala la presencia de 9 especies exóticas de diferentes grupos taxonómicos tanto vegetales como animales, de las cuales sólo figura el siluro dentro de la categoría peces.

Achondrostoma arcasii (Steindachner), 1866. Bermejuela

Catalán: Madrilleta. Gallego: Peixe. Vasco: Errutilo hegatsgorria. Portugués: Panjorca



Distribución potencial

La bermejuela es una especie endémica de la península ibérica que presenta poblaciones localmente abundantes y, sin embargo, se considera que sus poblaciones se encuentran muy amenazadas en la vertiente mediterránea (Doadrio, 2011). Esto se corresponde con la distribución fragmentada que presenta en el territorio aragonés, con poblaciones que no se encuentran conectadas y en muchos casos están en regresión, a pesar de que pueden estar formada por un nutrido número de ejemplares.

Algunas de las poblaciones aragonesas están totalmente aisladas, normalmente ligadas a surgencias, como es el caso del Barranco del Prat en la cuenca del Noguera Ribagorzana y en barrancos y ríos de las cuencas de los ríos Aragón y Gállego. Por el contrario, las pobla-

ciones de la margen derecha del Ebro, y las existentes en la cuenca del Júcar, parece que presentan distribuciones menos fragmentadas, al menos con los datos existentes en los muestreos históricos.

A pesar de que probablemente el cauce principal del río Ebro intercomunicaba las poblaciones de esta especie en la cuenca (de hecho, en el tramo navarro del Ebro se localiza la bermejuela), no ha sido considerado como tramo de distribución potencial debido a que no existe constancia de su presencia en los muestreos recientes. Así, la distribución potencial de la bermejuela en Aragón se ajusta a los ríos de montaña húmeda o mediterránea, donde forma una asociación muy característica con la trucha (Doadrio, 2011), a los ríos de baja montaña mediterránea y a los ejes mediterráneo-continentales.

Resultados de los muestreos piscícolas

Se han realizado 42 muestreos dentro del área potencial de la especie y ha sido localizada en 16 estaciones (38%), de las cuáles todas corresponden a masas tipo río.

En los muestreos realizados en 2017 solo ha sido capturada en ríos de la margen derecha del Ebro, pero no de manera uniforme. De los 42 muestreos, ha sido localizada en 2 de los 7 realizados en

la cuenca del Jalón (en el río Aranda y en el Pancrudo, cerca de sus desembocaduras), en 2 de 3 muestreos realizados en el Queiles, en el único situado en el Huecha, en los tramos altos del Huerva y del Aguasvivas, en 4 de 6 del Matarraña, en los 4 realizados en el Mijares, y en 1 de 5 muestreos realizados en el Turia.

De estas 16 localidades con presencia de bermejuela dentro de su distribución potencial, hay

presencia actual o histórica de EEI en 4 de ellas (25%): 2 situadas en el tramo medio-bajo del río Matarraña (gambusia en ambas estaciones en 2017 y trucha arcoíris en una de ellas, en un muestreo del año 2003), en el Turia (trucha arcoíris, a la altura de Teruel) y en el Mijares (trucha arcoíris y perca americana, aguas arriba del embalse de Los Toranes).

De las 26 estaciones dentro de la distribución potencial de la especie con ausencia de ésta, hay o ha habido presencia histórica de especies invasoras en un 75 %, sobre todo coincidiendo con distintas combinaciones entre trucha arcoíris, alburno y perca americana (ríos Piedra, Mesa, Jiloca, Huerva, Aguasvivas, tramo bajo del Matarraña, Turia). En los embalses situados dentro de la distribución potencial de la especie (La Peña, La Sotonera, La Tranquera, Las Torcas, Moneva, Montearagón, de Pena y Vadiello) hay una mayor presencia de EEI: las tres especies señaladas en los ríos y además carpa, alburno, rutilo, lucio, siluro, etc.

Presiones en las masas de agua

Con respecto a los resultados del análisis de presiones sobre las masas de agua (IMPRESS), los muestreos con presencia actual de la especie presentan todo tipo de presiones en distintas combinaciones. En todos los tramos en los que están situadas, salvo en el Aguasvivas, existe una presión por alteración de caudales naturales y por contaminación puntual, además de otras presiones que varían según la estación. Los tramos con mayor presión se localizan en el Queiles y en el Huecha, afectados por todos los tipos de presiones considerados en este trabajo.

Los puntos con ausencia de la especie situados en tramos de distribución potencial también presentan todos los tipos de presiones en distintas combinaciones, por lo general en un nivel medio-alto de presión global, salvo en el Parrizal en el Matarraña y en el río Aragón a la altura de Jaca. No se puede establecer un patrón concreto de presiones en estos puntos.

Discusión

Una de las posibles causas de la regresión de esta especie es la introducción de especies exóticas invasoras. En las publicaciones relativas al Catálogo de Especies Amenazadas de Aragón (Gobierno de Aragón, 2007), especies como el siluro, la perca americana, la perca sol o la trucha arcoíris, depredan directamente sobre esta especie. Cabe destacar que



Bermejuela capturada en el río Huecha (Foto: ©jsanz)

en la cuenca del Turia se ha localizado principalmente trucha arcoíris en varios muestreos realizados en el periodo 2002-2004, pero, tras la prohibición de su introducción para la repoblación de los ríos, puede que ya no se encuentre presente en el tramo; sin embargo, esta situación puede volver a producirse con la reciente modificación de la Ley 42/2007. También ciprínidos exóticos, como el alburno, pueden suponer una fuerte competencia porque ocupan su mismo nicho ecológico (Vinyoles *et al.*, 2009).

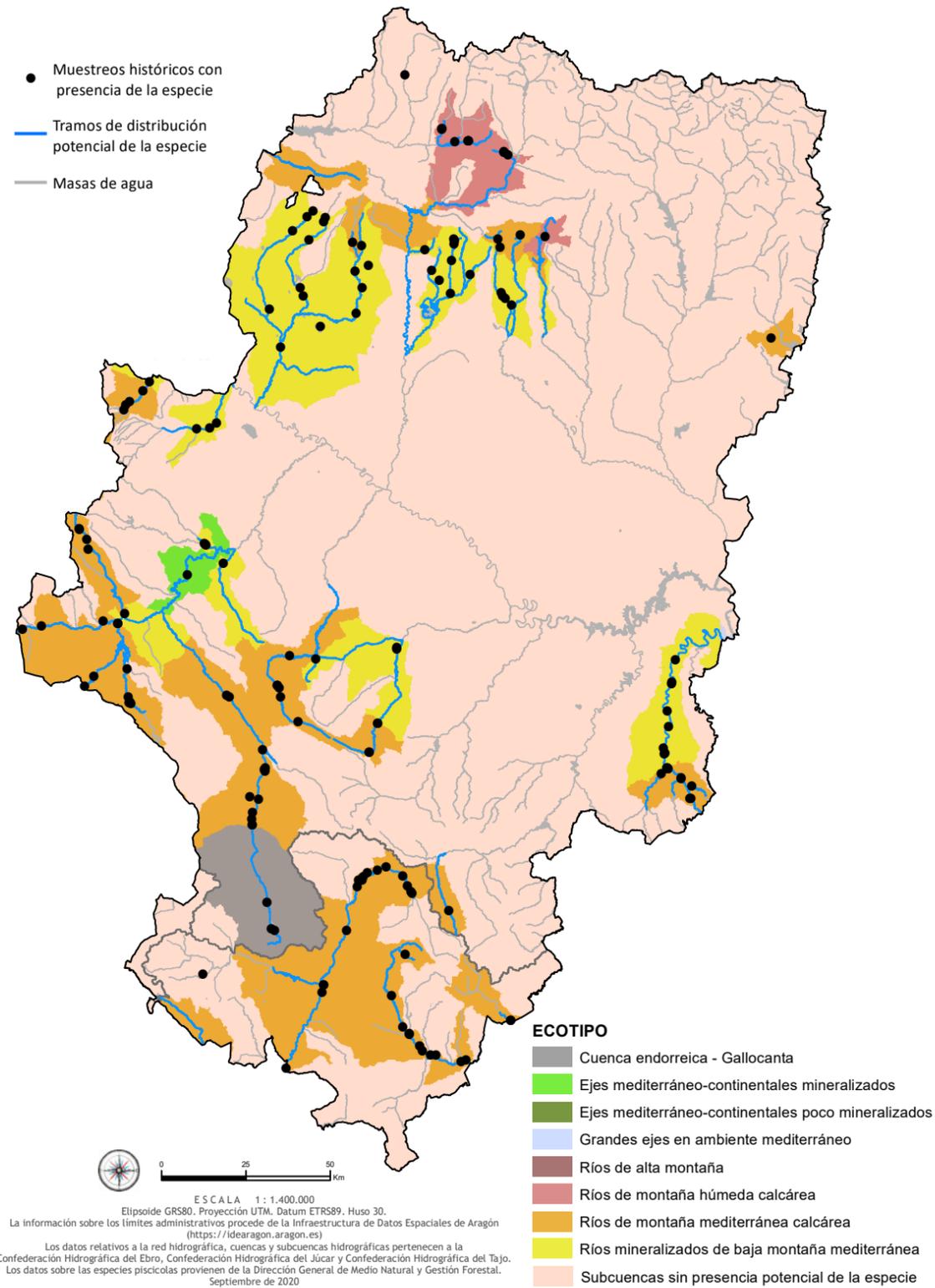
En Aragón, estas EEI (sobre todo alburno, trucha arcoíris y perca) han sido capturadas en alguna ocasión en la mayoría de las estaciones de muestreo incluidas en la distribución potencial de la bermejuela donde ésta no ha aparecido; y sólo en un 25% de los muestreos con presencia de bermejuela están también presentes especies exóticas invasoras.

En el caso de los embalses, a causa de la extrema alteración del hábitat que producen, las especies fluviales con requerimientos de hábitat estrictos, como la bermejuela, tienden a desaparecer por completo (Prenda *et al.*, 2002).

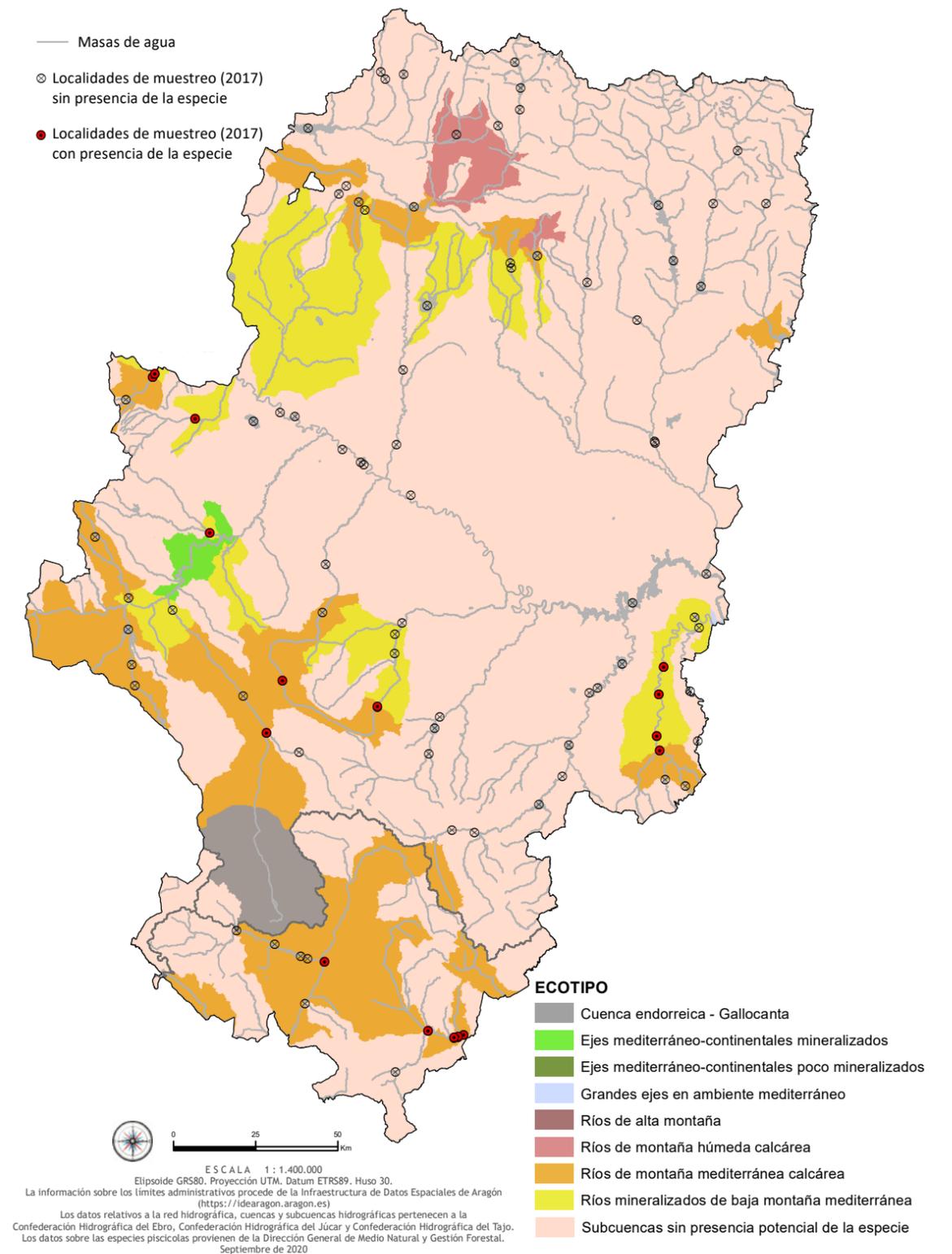
También se ve afectada por otras modificaciones del hábitat como las que producen las extracciones de gravas de los lechos fluviales, o las alteraciones del cauce en general. Es una especie que necesita un sustrato de gravas para desovar y además es un ciprínido migrador de rango corto (potamódromo) que efectúa migraciones prerreproductoras (Seisdedos, 2010), por lo que la alteración del lecho fluvial o la presencia de obstáculos en el cauce puede afectar también a su reproducción. Las alteraciones fisicoquímicas por contaminación también pueden constituir un factor negativo de su conservación, pero en menor grado, pues es una especie relativamente tolerante frente a la contaminación, y frente a la disminución del oxígeno disuelto.

Es necesario destacar el alto peligro de desaparición en que se encuentran las poblaciones de bermejuela, en especial en los ríos Huecha y Queiles, que sufren una combinación de presiones muy significativa como se ha comentado en los resultados.

Mapa 6. Distribución potencial de la bermejuela (*Achondrostoma arcasii*) en Aragón

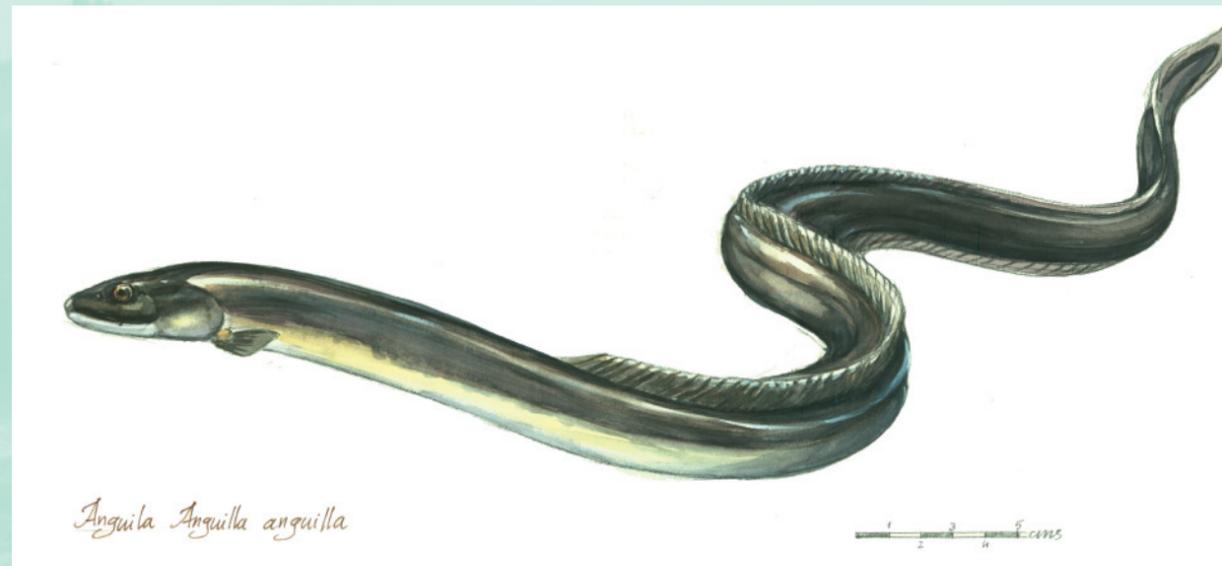


Mapa 7. Distribución actual (2017) de la bermejuela (*Achondrostoma arcasii*) en Aragón



Anguilla anguilla (Linnaeus, 1758). Anguila

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



Distribución potencial

La distribución actual de la anguila en la península ibérica se encuentra restringida a aquellos cursos de agua donde no existe una discontinuidad del cauce fluvial debida a la construcción de grandes presas. La anguila es de carácter catádromo y realiza grandes migraciones entre las masas fluviales continentales y las zonas marinas para reproducirse. Por ello, establecer una distribución potencial de la especie en Aragón resulta complejo, ya que no existe ningún tramo fluvial con continuidad hasta el mar y tanto las citas históricas como actuales tienen como origen repoblaciones posteriores a la construcción de grandes embalses.

Existen en Aragón documentos históricos y de transmisión oral que confirman su presencia en tramos fluviales por debajo de los 800 m de altitud en casi todo Aragón, tal y como establece el Plan de Gestión de la Anguila europea (MAGRAMA, 2000). Por ello, a riesgo de sobreestimar su distribución potencial, se han adop-

tado unos criterios generales para establecer su "distribución prístina o natural" en Aragón: que se trate de cursos de agua localizados a una altura de 800 m.s.n.m. o menor, en cuencas con escasa pendiente, y de 600 m.s.n.m. en aquellas de mayor pendiente, siempre que no haya un obstáculo natural que impida el paso de la anguila. La aplicación de estos criterios ofrece el resultado que se muestra en el Mapa 8, donde la distribución potencial se extiende por 7 tipologías diferentes de ríos.

Contrastando los datos históricos obtenidos en los estudios realizados en Aragón (a partir de la década de los 80), sabemos que la especie ha sido capturada en la cuenca del Ebro en los cauces de los ríos Matarraña, Algars, Guadalope y Gállego (un único muestreo con presencia en 2001 en la presa de Ardisa). En las cuencas aragonesas del Júcar la especie ha sido localizada de manera continuada en el Turia y en el Mijares, debido fundamentalmente a las repoblaciones realizadas en la Comunidad Valenciana, donde la especie es pescable.

Resultados de los muestreos piscícolas

Se han realizado 62 muestreos dentro del área potencial de la anguila, habiendo sido localizada en tan sólo 2 puntos (3%), de los cuáles uno corresponde a un río (Mijares) y el otro a un embalse (Ribarro-

ja). De esas 2 estaciones, está constatada la presencia de EEI de peces en el embalse de Ribarroja.

Del resto de 59 estaciones situadas en los tramos de distribución potencial de la anguila, en los que no ha aparecido la especie, hay presencia de

EEI en aproximadamente el 70%. En total, se trata de 15 especies distintas, siendo las más frecuentes el alburno, la carpa, la perca americana, la gambusia (sobre todo en cauce del Ebro y tramos medios-bajos de los afluentes que desembocan en él); además de lucioperca, rutilo o pez gato, localizados con mayor frecuencia en embalses. En la cuenca del Júcar, la EEI más frecuente es la trucha arcoíris.

Presiones en las masas de agua

Los resultados del análisis de las presiones sobre las masas de agua indican que el tramo del Mijares donde se ha localizado la especie sufre la alteración de los caudales naturales, contaminación puntual y la presencia de "EEI no solo de peces". Por su parte, el embalse de Ribarroja presenta una presión global mayor, por alteración morfológica, de caudales naturales, por contaminación difusa y "EEI no solo de peces".

Con respecto a los puntos de su distribución potencial con ausencia de la especie, presentan todos los tipos de presiones en distintas combinaciones, sin que sea posible intuir un patrón común. Destaca la amplitud de los niveles de presión, desde los niveles más bajos de presión de la cuenca del Aragón y los tramos altos del Cinca, hasta el de los tramos de las cuencas del Matarraña, Guadalope, Huecha y Queiles, con un nivel de presión global mucho mayor.

Discusión

La presencia de anguila, clasificada como "Vulnerable" en el *Libro Rojo de los Vertebrados Españoles* (Blanco y González, 1992) y de *Interés Especial en el CEEA* (Gobierno de Aragón, 1995), en la única localidad de la cuenca del Ebro donde ha aparecido, el embalse de Ribarroja, no puede darse de forma natural debido a que aguas abajo, además de la propia presa del embalse, la especie encuentra el infranqueable obstáculo de la presa de Flix en la provincia de Tarragona. La presencia de estos grandes embalses (ambos muy próximos entre sí y a poco más de 100 km de la desembocadura) supone una pérdida de conectividad fluvial que resulta ser la principal problemática de la especie. En muchas masas de agua catalanas se realizan reintroducciones de anguila en desarrollo del Plan de Gestión de la Anguila Europea para la Cuenca del Ebro, aprobado en aplicación del Reglamento (CE) 1100/2007 del Consejo, por el que se establecen medidas para la recuperación de la población de

anguila europea. Aun así, su presencia en Ribarroja no queda del todo explicada puesto que la última reintroducción de la que se ha encontrado información oficial en este embalse se realizó en 1999, antes de la aprobación del Plan, con 18.600 ejemplares juveniles (Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino y Generalitat de Catalunya, 2010). En el embalse de Flix sí que se han realizado recientemente (Redacción La Vanguardia, 2014), pero existe una baja probabilidad de que la especie se haya extendido de forma natural a Ribarroja desde allí. Entonces, una posibilidad es que la anguila encontrada provenga de esa reintroducción de 1999, dado que las anguilas crecen y maduran a lo largo de un amplio periodo de tiempo – entre 5 y 50 años dependiendo de las condiciones ambientales, la disponibilidad de alimento, el sexo del individuo y el acceso a un hábitat de crecimiento adecuado (UNEP, 2014) –. Pero otra explicación, quizás más probable, es que la reintroducción no haya sido efectuada de forma "oficial" debido a su interés para la pesca y a que en Cataluña se considera a la anguila especie pescable sin muerte (Generalitat de Catalunya, 2018).

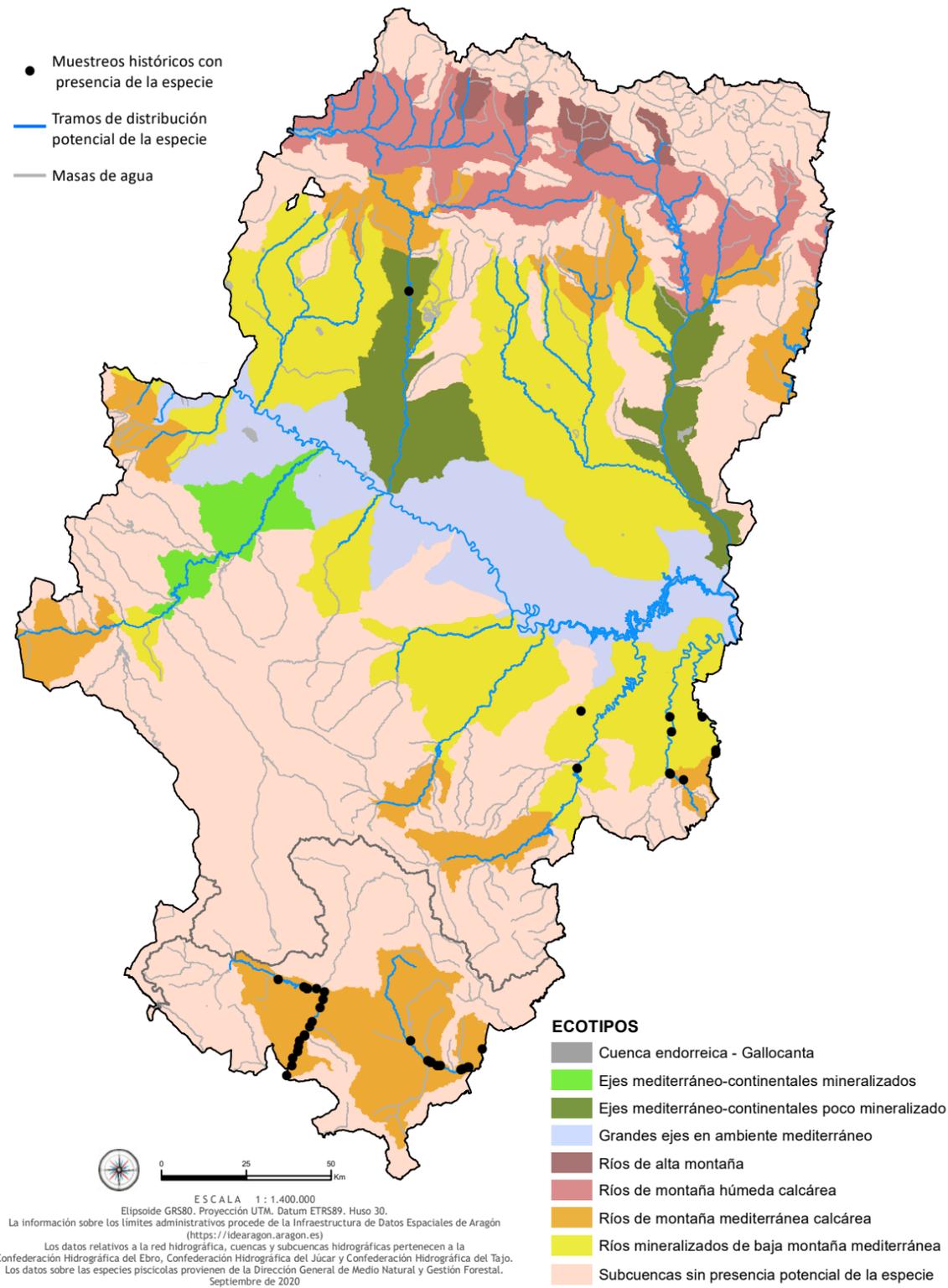
Su presencia dentro de la cuenca del Mijares se corresponde con los datos de distribución de la anguila europea en España según la Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles (Gómez-Juaristi y Salvador, 2006).

En Aragón, declarada como de Interés Especial (Gobierno de Aragón, 2005), su situación es especialmente dramática, igual que en el resto de la península ibérica, pues ha pasado de ser la especie piscícola depredadora más abundante de los tramos medios y bajos de los ríos (García de Jalón y López Álvarez, 1983), a encontrarse restringida en la actualidad a los ríos costeros (MARM, 2010).

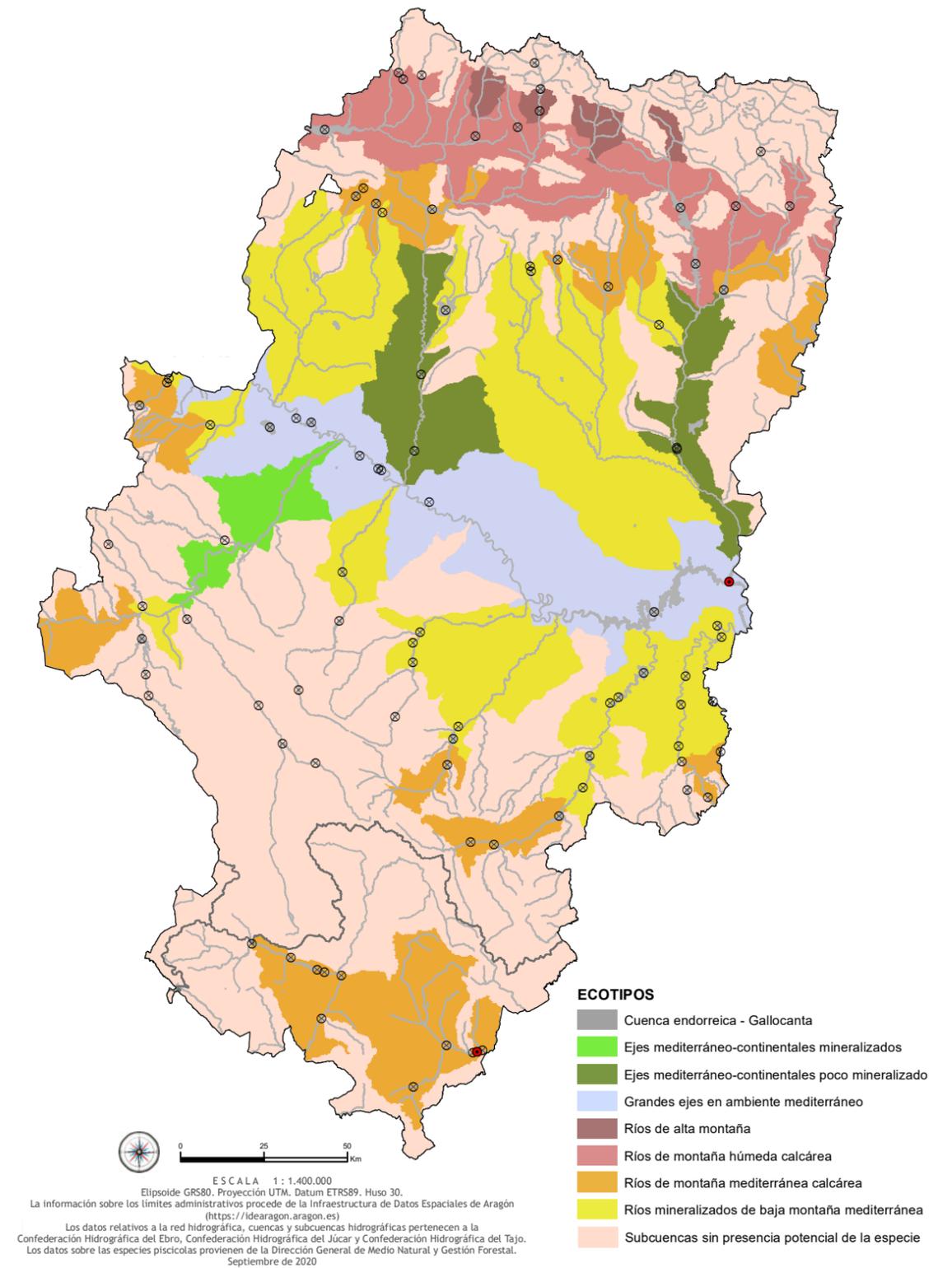


Ejemplar de anguila (Foto: ©SLapesa)

Mapa 8. Distribución potencial de la anguila (*Anguilla anguilla*) en Aragón

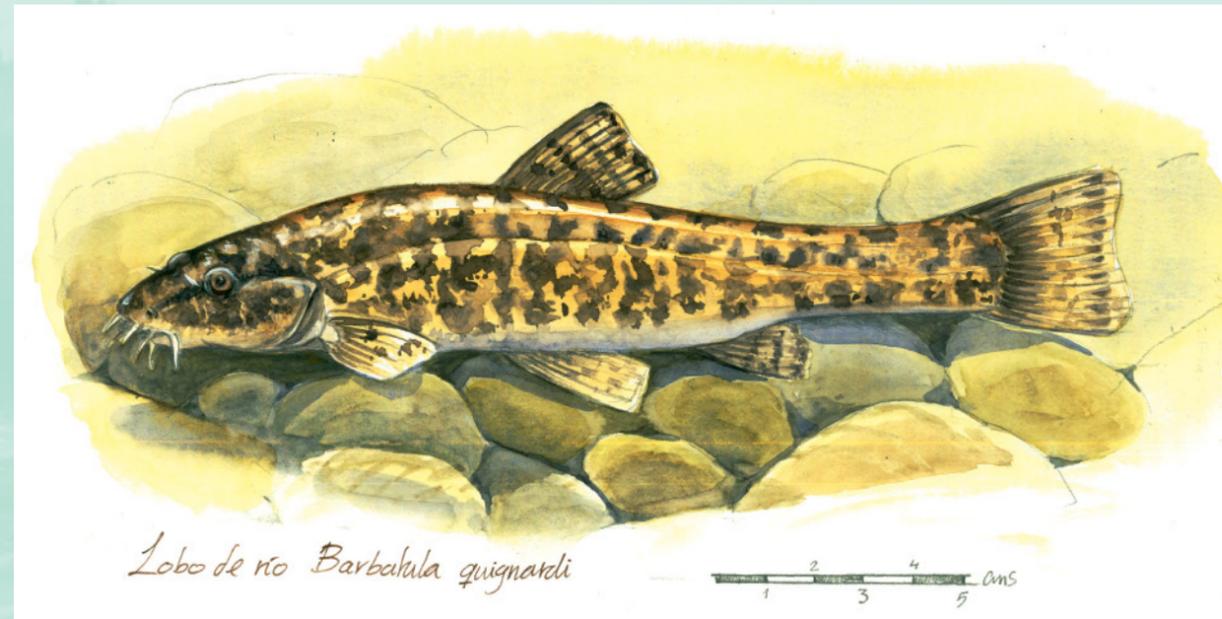


Mapa 9. Distribución actual (2017) de la anguila (*Anguilla anguilla*) en Aragón



***Barbatula quignardi* (Bacescu-Mester, 1967). Lobo de río**

Catalán: Llop. Vasco: Mazkar aramzagabea.



Distribución potencial

En España esta especie solo está distribuida de manera natural en ríos del País Vasco, desde la cuenca del Bidasoa al Nervión, y en el Ebro. En Aragón presenta una distribución potencial continua en los tramos medio-bajos de todas las cuencas de la margen izquierda del Ebro, a excepción del tramo del río Aragón Subordán, donde se encuentran ejemplares en tramos fluviales considerados de alta montaña, y excepcionalmente en la confluencia del río Yaga con el Cinca, también de alta montaña; en la margen derecha, está presente en las subcuencas de los ríos Jalón, Huecha y Matarraña.

Resulta importante señalar que, pese a que en la distribución de la especie realizada por Doadrio en 2011 se incluyen tramos de las cuencas de los ríos Guadalope, Martín, Huecha y Aguasvivas, no existe ninguna evidencia en los datos recogidos en los muestreos realizados en Aragón, de la presencia de esta especie en estas cuencas, por lo que no han sido recogidas.

No se considera presente en el eje principal del río Ebro, por lo que las poblaciones existentes en las diferentes cuencas no se encontrarían potencialmente conectadas.

Resultados de los muestreos piscícolas

Se han realizado 25 muestreos dentro de su área potencial y ha sido localizada en 6 puntos (24%), todos ellos correspondientes a ríos. Estos 6 puntos con presencia actual de la especie se sitúan en los tramos altos del río Aragón-Subordán y del río Gas, en el río Gállego a la altura de Ontinar de Salz, y en 3 localidades del tramo medio del río Matarraña, Mazaleón, La Fresneda y Torre del Compte. En ningún otro punto situado en la margen derecha del Ebro se han capturado individuos, ni en las cuencas del Cinca, del Arba y del Noguera Ribagorzana. De 3 embalses situados en tramos de distribución potencial de la especie, no ha sido localizada en ninguno.

Con respecto a las EEI, de las 6 estaciones con presencia actual de lobo de río, en 2 hay presencia actual o histórica de EEI (ríos Matarraña y Gállego), precisamente las más cercanas al eje del Ebro. En los muestreos de 2017 fueron capturados la gambusia, el alburno, la carpa y el escardino en el río Matarraña, y el alburno en el río Gállego, donde en 2002 se capturó también perca americana. Los 4 puntos con ausencia de EEI se sitúan en tramos más altos de los ríos Gas, Aragón y Matarraña.

En las estaciones de muestreo donde no ha aparecido el lobo de río, 19 dentro de los tramos de distribución potencial, en alrededor del 50 % se ha constatado presencia actual o histórica de EEI, generalmente en los tramos bajo de los principales afluentes cerca ya de su desembocadura en el Ebro. Las especies más frecuentes en estos puntos son el alburno y la carpa en el tramo bajo del Gállego a la altura de Peñaflo; alburno, carpa, siluro, gambusia y rutilo en el Cinca a la altura de Alcolea de Cinca; gambusia, carpa, alburno, escardino y perca americana en el tramo más bajo del Matarraña; y gambusia y trucha arcoíris, también en el Matarraña, a la altura de Maella. Los muestreos con ausencia de EEI son los situados en los 3 Arbas (los muestreos se encuentran en los tramos altos, hay presencia histórica en tramos más cercanos a la desembocadura), en el Manubles, en los tramos bajos del Aranda y Pancrudo, en el Jiloca a la altura de San Martín del Río –ninguno de la cuenca del Jalón–, y en el Matarraña a la altura de El Parrizal, en Beceite.

Presiones en las masas de agua

Los muestreos con presencia actual de la especie presentan todo tipo de presiones en distintas combinaciones. Las más frecuentes son debidas a la alteración de los caudales naturales (en todas las localidades salvo en el Aragón-Subordán, a la altura de Hecho) y a la contaminación difusa (en todos salvo a la altura de Jaca, también en el río Aragón). Las 3 localidades del río Matarraña presentan las presiones más altas, sobre todo la situada a la altura de La Fresneda; siendo los únicos puntos que sufren contaminación puntual, además de alteraciones morfológicas, de los caudales naturales y contaminación difusa. Solo 2 puntos de muestreo sufren presión por “EEI no solo de peces”; en el río Aragón-Subordán en Hecho y en el río Gállego en Ontinar de Salz.

Las localidades situadas en tramos de distribución potencial del lobo de río en las que no ha aparecido la especie también presentan distintos niveles de presión, en general ligeramente más altos que los puntos con presencia constatada. Al igual que en estos, la mayoría de aquellos sufren presión por alteración de los caudales naturales y por contaminación difusa. Las estaciones del Cinca sufren además la presencia de “EEI no solo de peces”. Todos los puntos situados en la cuenca del Jalón están afectados por contaminación o por alteraciones de un tipo u otro, ninguno por “EEI no solo de peces”. Con respecto a la cuenca del Matarraña, los 2 muestreos más cercanos a la desembocadura sufren, además de presión por alteración de caudales naturales y contaminación difusa, por contaminación puntual y por presencia de EEI. Los embalses están afectados por presiones globales medias-bajas, por alteraciones morfológicas y de caudales naturales. El punto con mayor nivel global de presión es el situado en el río Huecha, presentando todos los tipos, al contrario de la localidad del río Arba de Luesia que no presenta ninguna presión.

Discusión

Esta especie, catalogada en Aragón como “Vulnerable” (Gobierno de Aragón, 2005), presenta actualmente una distribución muy reducida con respecto a la potencial. Su situación preocupa especialmente en las cuencas del Jalón y del Cinca,



Lobo de río capturado en el Matarraña
(Foto: ©jsanz)

donde potencialmente se distribuiría por prácticamente su totalidad, pero no se ha capturado en ningún punto.

La cuenca del río Jalón (salvo en los ríos Mesa y Piedra, que están fuera de la distribución potencial de la especie) presenta unas peculiaridades que requieren una valoración aparte. En esta cuenca han sido capturadas pocas EEI históricamente –y la presión por “EEI no solo de peces” calculada en 2015 en el análisis IMPRESS es nula (CHE, 2015)–, por lo que serán otro tipo de presiones las que provoquen el declive de las especies autóctonas. El lobo de río tiene unos requerimientos estrictos de oxígeno disuelto y presenta baja tolerancia a la eutrofización, sobre todo en aguas lentas o embalsadas; además, es muy exigente en cuanto a la calidad del agua en general (Doadrio, 2002). Esta circunstancia nos permite establecer una relación con los resultados de presiones del análisis IMPRESS que detecta que la mayoría de los pun-

tos de muestreo incluidos en la cuenca del Jalón tienen un nivel global de presiones medio o alto, salvo en el río Pancrudo. Todos ellos presentan presiones por contaminación puntual o por contaminación difusa, o ambas, y presión por alteración de los caudales o por alteraciones morfológicas, o ambas.

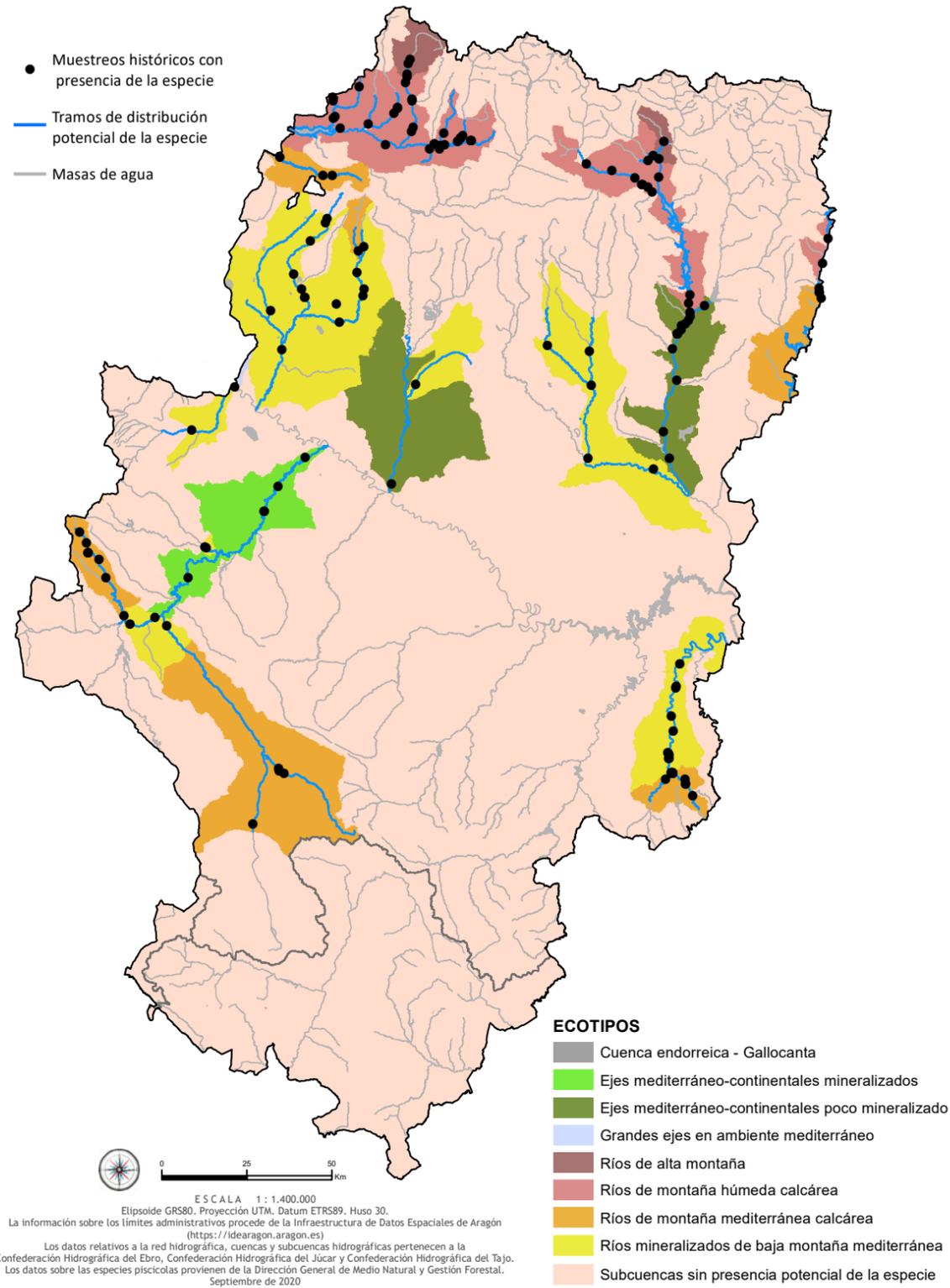
En la cuenca del Arba, a partir de nuestros datos no se pueden establecer conclusiones con respecto a las causas de la ausencia del lobo de río. Los 2 puntos de muestreo presentan un nivel global de presiones nulo ni tampoco registran presencia histórica de EEI. Hay que tener en cuenta que, en relación con la cuenca del Arba, los muestreos de 2017 se han realizado únicamente en los tramos altos dentro del Paisaje Protegido de la Sierra de Santo Domingo, por lo que no se puede establecer una relación con la presencia de EEI en tramos medios-bajos y los muestreos actuales.



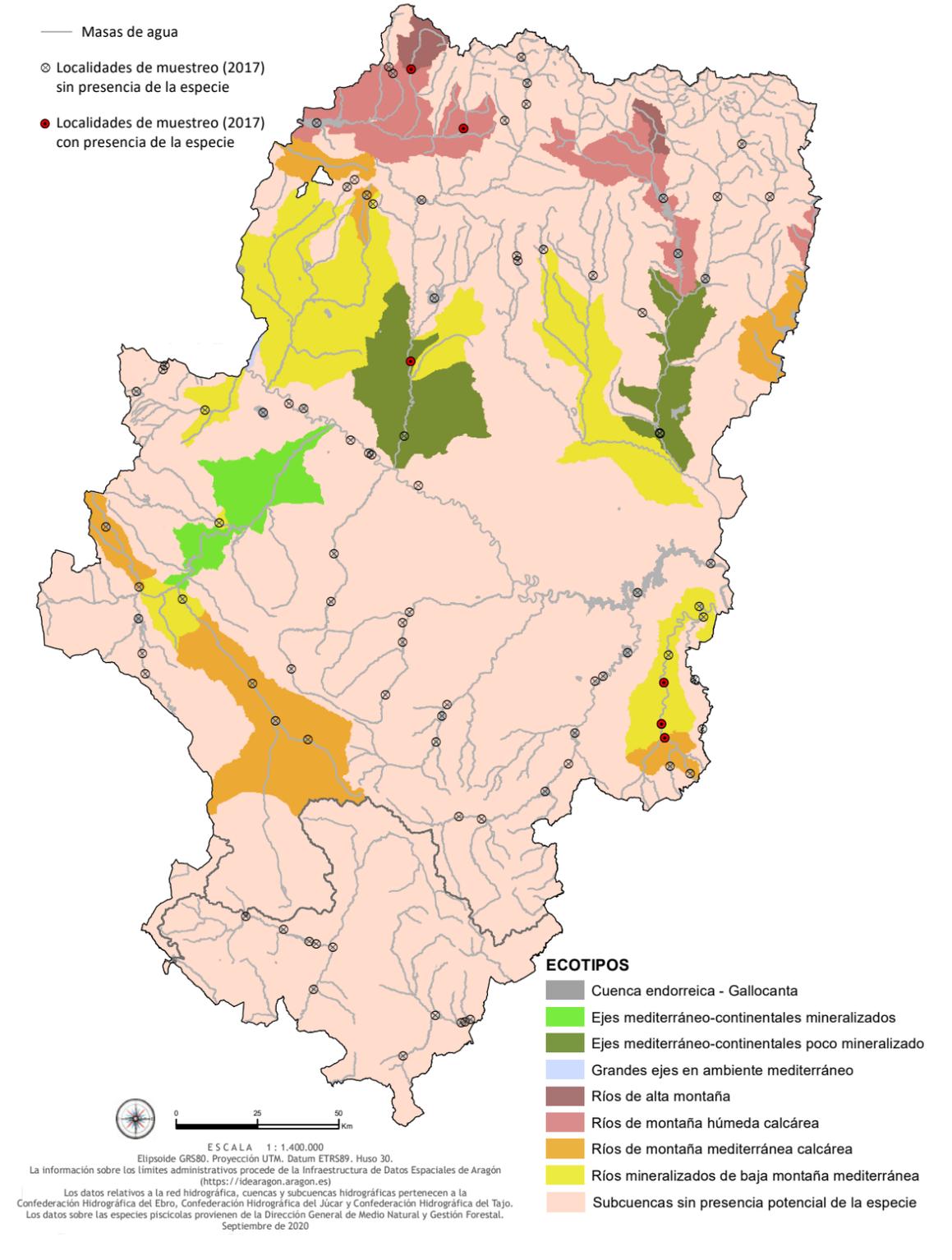
Lobo de río
(*Barbatula quignardi*)
(Foto: ©aportero)

Detalle de la cabeza
del lobo de río
(*Barbatula quignardi*)
(Foto: ©aportero)

Mapa 10. Distribución potencial del lobo de río (*Barbatula quignardi*) en Aragón

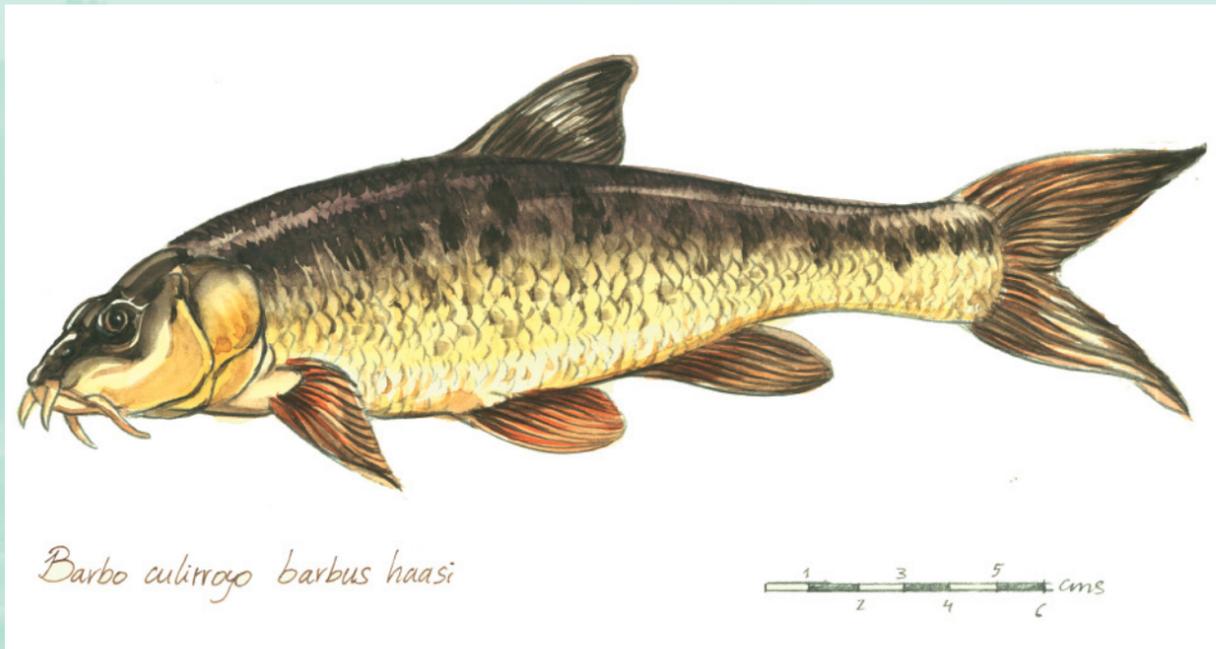


Mapa 11. Distribución actual (2017) del lobo de río (*Barbatula quignardi*) en Aragón



***Barbus haasi* (Mertens, 1925). Barbo culirrojo, colirrojo o de montaña**

Catalán: Barb cua-roig. Vasco: Haasi barboa



Distribución potencial

Especie endémica que se encuentra de manera continua en todos los cursos alto de aguas frías y corrientes de las cuencas de los ríos Ebro, Mijares y Turia. Potencialmente, el hábitat preferente de esta especie son los ríos de montaña mediterránea calcárea y de montaña húmeda calcárea; y de forma menos óptima también las aguas de alta montaña de la cordillera pirenaica y los ríos mineralizados de baja montaña mediterránea.

En algunas cuencas, como la del Arba y la del Alcanadre, es la especie dominante e incluso la única en las cabeceras, ya que el culirrojo es una especie más plástica que la trucha común y encuentra en esos territorios condi-

ciones mucho más favorables como consecuencia de la variabilidad de caudales y temperatura que presentan esos cursos fluviales.

De los datos obtenidos de los muestreos históricos analizados para establecer la distribución potencial de la especie en Aragón, existe uno que no se ha tenido en consideración y que es la cita de la presencia del culirrojo en el embalse de Lanuza, sobre el río Gállego. Su presencia en él solo puede explicarse por la acción de traslocación humana y/o a cambios de las condiciones del hábitat en el embalse que favorezcan su permanencia, ya que no hay ninguna otra constancia de su presencia desde la cabecera de este río hasta su confluencia con el río Aurín.

Resultados de los muestreos piscícolas

Se han realizado 71 muestreos dentro del área potencial de la especie y ha sido localizada en 44 de ellos (62%), de los cuáles todos corresponden a ríos (exceptuando la cita del embalse de Lanuza, que no ha sido considerada).

En la actualización de los inventarios la especie ha sido capturada en todas las grandes cuencas que forman parte de la distribución potencial de la especie. También se ha localizado fuera de los tramos de distribución potencial: en el Gállego (a la altura de Ontinar de Salz, unos 30 km aguas abajo del límite de distribución potencial), en el Cinca (a la altura de Alcolea de Cinca, unos 15 km aguas abajo del límite), y en el ya comentado embalse de Lanuza.

Detallando más los resultados, dentro de los muestreos realizados en los tramos de distribución potencial, hemos confirmado la presencia del culirrojo en 1 de los 3 que fueron realizados en el río Huerva (el situado en su tramo alto); en ninguno de los 3 situados en el río Piedra (a pesar de haber capturas históricas de la especie); en 1 de los 3 muestreos del cauce del Cinca (además del que está fuera de la distribución potencial, en Alcolea de Cinca), mientras sí ha sido localizada en varios de sus afluentes, ríos Ésera, Isábena, Vero, Alcanadre y Flumen; y en la cuenca del Gállego, de 2 muestreos ha sido capturada en 1, el tramo alto del río Aurín (y además en los 2 muestreos antes indicados situados fuera del área de distribución potencial, en el embalse de Lanuza y en Ontinar de Salz). De los 16 embalses que se ubican sobre los tramos de distribución potencial del culirrojo, no se ha localizado en ninguno.

En lo referente a las EEI, de las 44 estaciones con presencia actual de barbo culirrojo, en un 22 % hay o ha habido presencia histórica de EEI y se sitúan generalmente en los tramos más bajos de cada río con respecto a la distribución potencial obtenida. Las principales EEI son la trucha arcoíris en los ríos Mijares (además de perca americana, aguas arriba del embalse de los Toranes, en 2003), y Turia (a la altura de Teruel), y en tramos altos del Flumen; el alburno en el río Vero, que se acompaña también de escardino y perca de río en el río Guadalope (a la altura de Alcañiz), y de carpín en este mismo río cerca del embalse de Aliaga (captura aislada de 6 ejemplares en 2010);

el pez gato en el río Algars; y la gambusia en el río Matarraña.

Por otro lado, ninguna de las estaciones de tramos de montaña y alta montaña de la margen izquierda del Ebro con presencia del culirrojo presentan EEI. En la margen derecha del Ebro, las estaciones con presencia de culirrojo y sin EEI se localizan en todas las cuencas potenciales principales, especialmente en los tramos de montaña mediterránea calcárea del Sistema Ibérico.

De las 27 estaciones localizadas en tramos de distribución potencial con ausencia de la especie, de las cuales 16 están situadas en embalses, aproximadamente un 70% tienen presencia actual o histórica de EEI (dentro de este porcentaje están todos los embalses). Las principales especies en estas masas son el alburno, la perca americana, el siluro, el lucio, la carpa, la perca americana, la gambusia, etc., muchas de ellas ictiófagas. En las masas de agua tipo río con ausencia de barbo culirrojo, están presentes las EEI en 4 de las 8 estaciones: las 2 situadas en el río Piedra, donde hay presencia actual de trucha arcoíris (además de citas de perca americana en 2002), y en el río Turia, donde hay citas históricas de trucha arcoíris muy cerca de los muestreos, a pesar de remontarse la más reciente hasta el año 2004.

Presiones en las masas de agua

Las localidades de muestreo donde se ha encontrado la especie presentan todo tipo de presiones en distintas combinaciones, por lo que no se puede establecer un patrón general. Las más frecuentes son presión por contaminación difusa, por alteración morfológica y de los caudales naturales. Las estaciones más afectadas son las situadas en el río Queiles y en el río Huecha, que presentan todas las presiones consideradas; las del río Matarraña en el azud de la Fresneda y en el río Ésera a la altura de la Garganta de Ventamillo, que también sufren todas excepto la presencia de EEI; y las del río Flumen aguas arriba del embalse de Montearagón, con fuertes alteraciones morfológicas, de caudales y contaminación difusa. Por otro lado, hay puntos con un nivel muy bajo o nulo de presiones, como los situados en los ríos Arba de Luesia, Arba de Biel, el Alcanadre en Bierge o el río Martín en Obón.



Ejemplar de barbo culirroyo capturado en el río Matarraña
(Foto: ©jsanz)

En los tramos de río dentro de la distribución potencial donde no se ha encontrado culirroyo, hasta 8 localidades, el nivel de presión también varía de unos puntos a otros. Los puntos de muestreo situados en la cuenca del Arba sufren presiones bajas o nulas, sin grandes diferencias con respecto a los que presentan la especie, junto con los puntos situados en el Aragón son a los que menos presiones les afectan. Al único punto del tramo potencial del Matarraña con ausencia de la especie, en Maella, le afectan presiones por alteraciones de caudales naturales, morfológicas, y por contaminación puntual y difusa. La estación situada en el Aguasvivas a la altura de Samper de Salz, le afectan estas mismas presiones, salvo la contaminación puntual. A los puntos situados en el Guadalaviar y en el Turia, les afecta la alteración de caudales naturales. A los 2 puntos situados en cauce del Piedra les afecta la presión global más alta, por todos los tipos salvo por alteraciones morfológicas.

Las principales presiones que afectan los 16 embalses son producto de las alteraciones del caudal natural y de carácter morfológico.

Discusión

En los cauces que tienen pocas, o ninguna, captura de culirroyo con respecto a los potenciales (ríos Piedra, Cinca, Huerva y Gállego) no se ha encontrado una pauta bien definida que explique las causas, que pueden ser diversas.

Por un lado, es una especie que presenta bastante sensibilidad frente a las alteraciones de la calidad del agua. Según los resultados de Maceda-Vega y De Sostoa (2011) en su estudio de sensibilidad de las especies a estresores ambientales en ríos mediterráneos, es una especie intolerante a la eutrofia y a cambios en la calidad del hábitat, y presenta tolerancia moderada a una alta conductividad. Es esperable que las presiones sobre las masas de agua relacionados con estos tres

factores guarden relación con la ausencia o regresión de la especie.

En el río Piedra, como ocurre con otras especies, la ausencia de capturas puede ser debida tanto por la presencia de especies alóctonas como por otras presiones soportadas por el cauce. En el río Huerva la especie ha sido capturada en la cabecera, el único punto de muestreo donde no existe constancia de ninguna especie alóctona.

La presencia del culirroyo en Lanuza puede explicarse porque se trata una especie susceptible

de prosperar en embalses de carácter oligotrófico (Carol *et al.*, 2005) y, en este caso, coincide también que lo habita una comunidad de peces muy estructurada con ausencia de especies alóctonas (CHE, 2009). Aun así, su proporción con respecto al resto de especies es baja, probablemente debido a que el culirroyo es una especie bentónica propia de los tramos altos de los ríos, de aguas frías y rápidas (CHE, 2009), con mala adaptación a sistemas lénticas (de hecho, el culirroyo no ha sido capturado en ningún otro embalse).

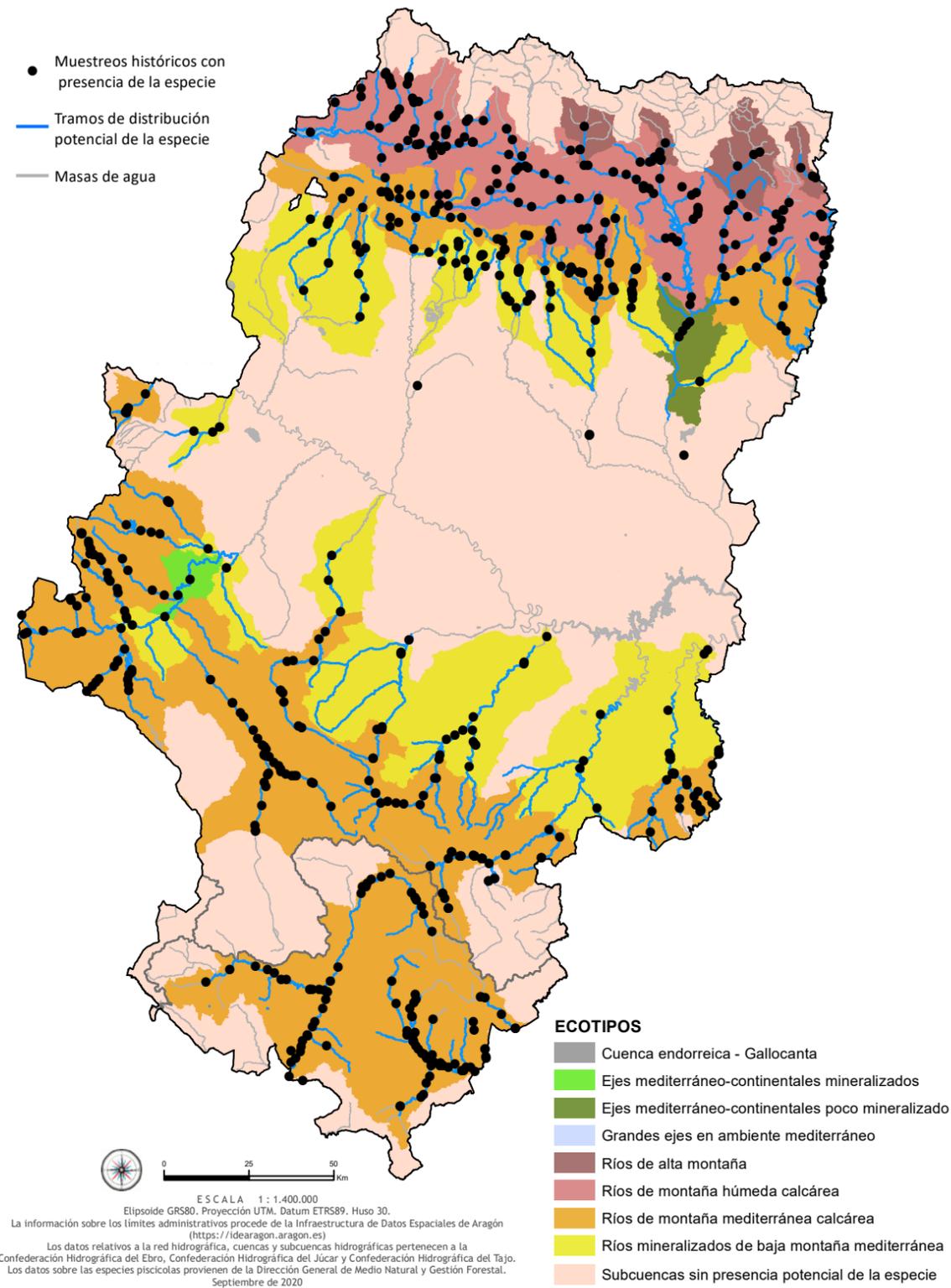


Ejemplar de barbo culirroyo (*Barbus haasi*) capturado en el río Jalón
(Foto: ©aportero)

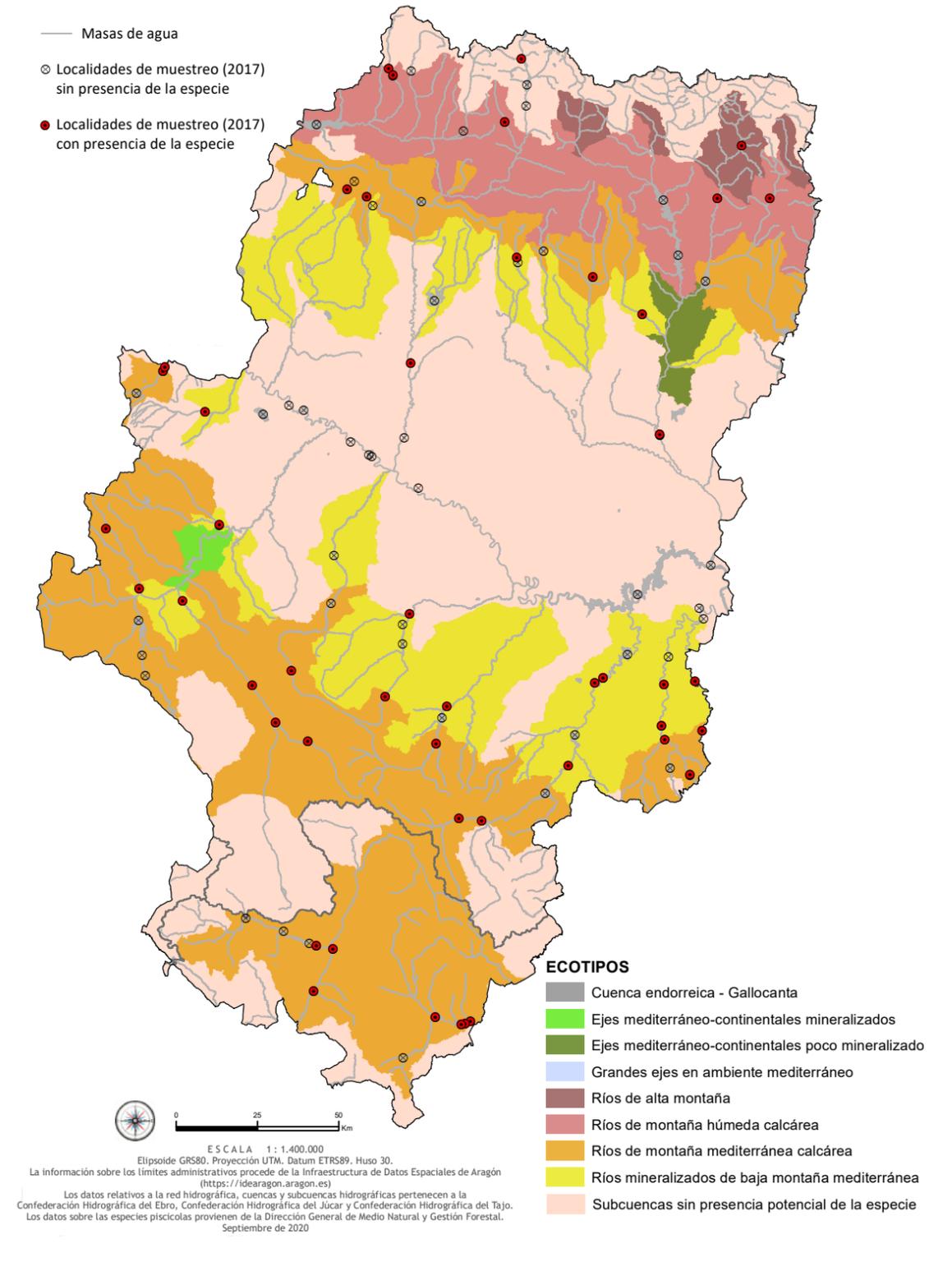


Detalle de la cabeza del barbo culirroyo (*Barbus haasi*), capturado en el río Matarraña
(Foto: ©jguerrero)

Mapa 12. Distribución potencial del barbo culirroyo (*Barbus haasi*) en Aragón

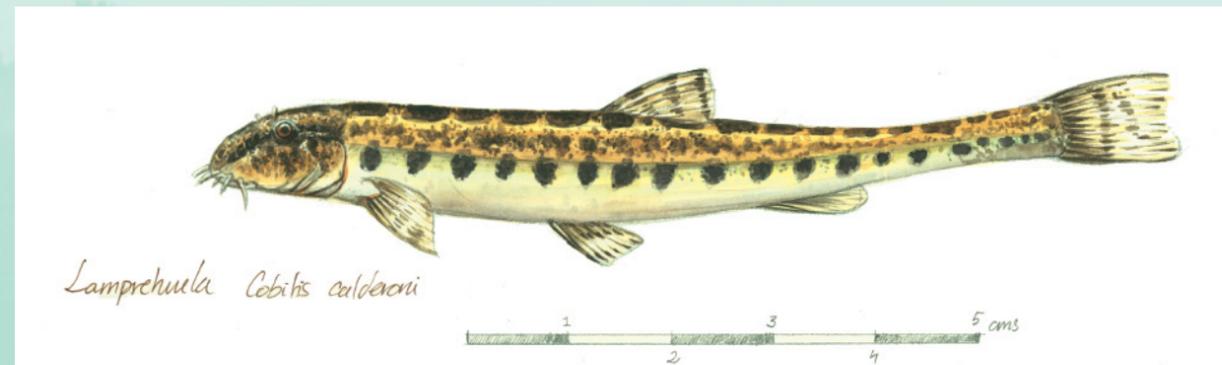


Mapa 13. Distribución actual (2017) del barbo culirroyo (*Barbus haasi*) en Aragón



Cobitis calderoni (Bacescu, 1962). Lamprehuela

Catalán: Llopet ibérico. Vasco: Mazkar arantzaduna. Portugués: Verdma-do-norte



Distribución potencial

Es un endemismo ibérico, no exclusivo de la cuenca del Ebro, pero en Aragón se encuentra exclusivamente en dicha cuenca y, con casi total seguridad, exclusivamente en los ríos de su margen izquierda. Las citas con localizaciones en los ríos de la margen derecha parecen ser consecuencia de errores en su identificación con la colmilleja (*Cobitis paludica*), por lo que no se han considerado para establecer la distribución potencial de la especie.

Es una especie bentónica que prefiere fondos de arenas y limos de tramos medios y bajos (Perdices y Doadrio, 1997). Sin embargo, las poblaciones mejor conservadas de todo Aragón se encuentran en ríos de tipología de montaña húmeda de la cuenca del río Aragón, principalmente en el eje principal del río y los tramos más bajos de sus afluentes y

cercanos a la confluencia, salvo en el río Aragón Subordán donde se cita en la confluencia con el río Osia a una altitud superior a los 730 m.s.n.m.

Las otras 2 poblaciones identificadas en Aragón se encuentran en los tramos medio-bajos de los ríos Gállego y Cinca, considerados dentro del ecotipo de ríos del eje mediterráneo-continental poco mineralizado. En dichas poblaciones la especie no se encuentra en densidades comparables a las que presenta en la cuenca del Aragón, localizándose normalmente ejemplares aislados, probablemente por la bajísima capturabilidad de la especie con los métodos habituales de muestreo.

Actualmente en Aragón solamente se puede establecer una distribución potencial de la especie en localidades totalmente aisladas entre sí.

Resultados de los muestreos piscícolas

Se han realizado 4 muestreos dentro del área potencial de la especie, y ha sido localizada en 1 punto (25%), en el tramo bajo del río Gállego, a la altura de Peñaflo. Por tanto, no se ha localizado en las áreas situadas en las cuencas del Aragón y del Cinca. Con respecto a las EEI, en el punto de muestreo donde se capturó la lamprehuela, se encontró también alburno y carpa.

De las 3 estaciones situadas dentro de la distribución potencial con ausencia de la especie, el 100% presentan EEI. Son la estación del río Gálle-

go en Ontinar de Salz donde se capturó alburno y perca americana, y en el río Cinca, en dos muestreos muy próximos a la altura de Albalate de Cinca, constatándose la presencia de alburno, carpín, gambusia, carpa, rutilo y siluro.

Presiones en las masas de agua

La localidad de Peñaflo en el río Gállego, en la que fue identificada la lamprehuela, está sometida a una presión global media, por alteraciones de caudales naturales y morfológicas, por contaminación difusa y por la presencia de "EEI no solo de peces".

En las que no, los 2 situados en el Cinca presentan el mayor nivel de presión de estas localidades (mayor que el soportado por la localidad del río Gállego, aunque los tipos de presión son similares), por la alteración de los caudales naturales, por contaminación difusa y por la presencia de "EEI no solo de peces". El punto situado en el río Gállego en Ontinar de Salz, donde no se encontró lamprehuela, está afectado por estas mismas presiones pero en menor magnitud, presentando una presión global baja.

Discusión

Según Doadrio (2001), la lamprehuela 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 casi un 50% y las poblaciones están fragmentadas. Esta situación se corrobora con los resultados obtenidos en este estudio. Las principales amenazas para esta especie son, sobre todo, las alteraciones del hábitat debidas tanto a extracciones de grava del lecho fluvial como a la modificación del régimen de caudales y consiguiente aumento de la sedimentación, que provocan la destrucción de sus áreas de freza. También le afecta la contaminación de las aguas, y la introducción de EEI, en especial el lucio (*Esox lucius*), que ha causado un declive importante de la especie tanto en su distribución como en la abundancia de sus poblaciones (Doadrio, 2002).

La lamprehuela es una especie que normalmente se encuentra en el curso alto-medio de los ríos por lo que su captura en 2017 en el Gállego no

era de esperar, aunque el territorio concreto donde se realizó el muestreo se trata de un tramo del río de aguas claras con fondos de gravas y rocas, por los que la especie muestra preferencia (Perdices, 2013).

Sin embargo, también sufre un nivel alto de impactos puesto que no alcanza el estado químico y ecológico mínimo establecido como "bueno", seguramente debido a la contaminación por diversos compuestos, entre ellos el lindano, y a las diversas presiones que sufre; entre ellas, la regulación de caudales por los embalses, la alteración morfológica longitudinal y la contaminación por usos agrícolas (CHE, 2015). Por todo ello, la supervivencia de la lamprehuela en este tramo del río Gállego se considera amenazada.

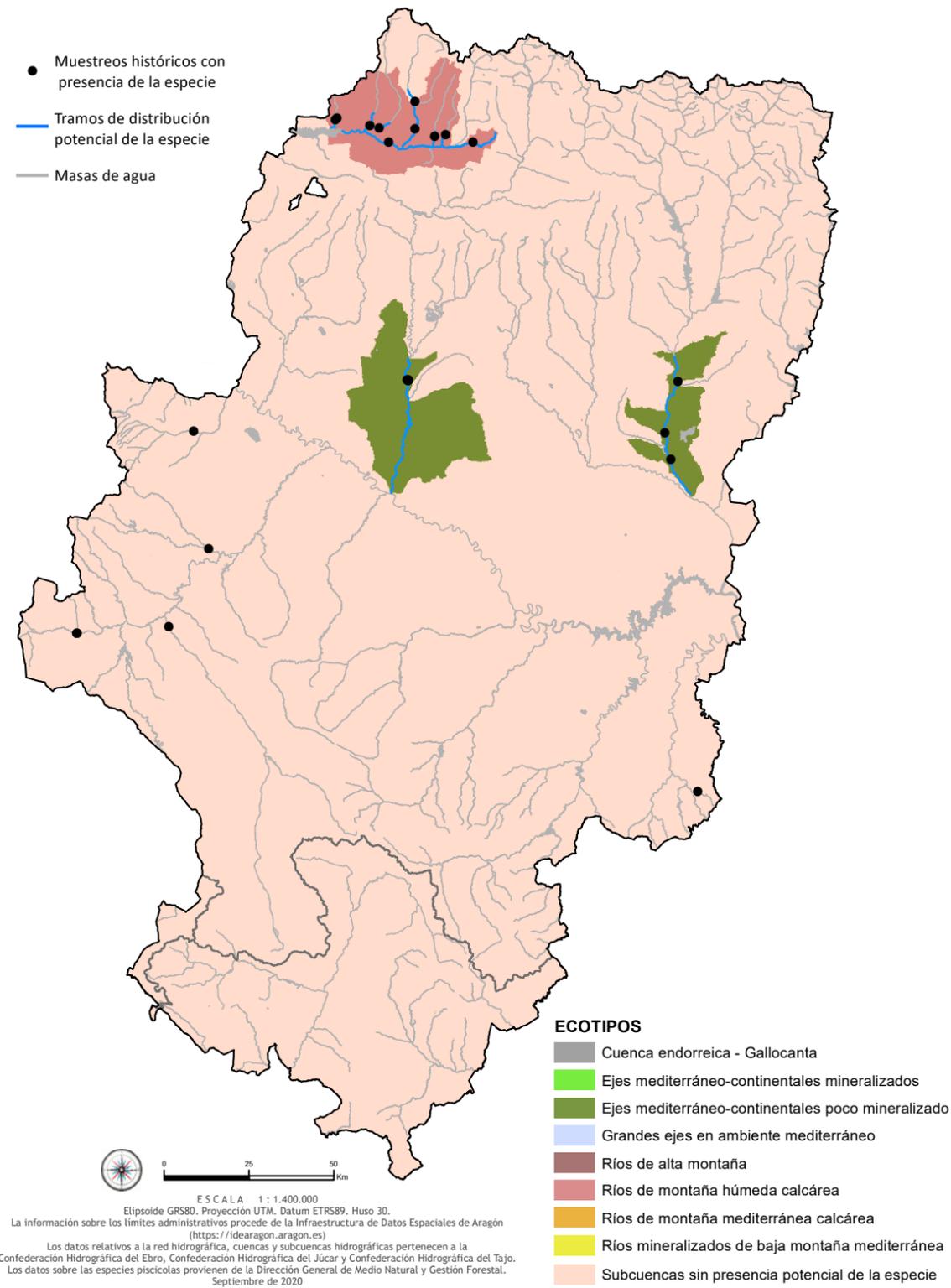
Los demás puntos situados en tramos potenciales de la especie también están afectados por presiones señaladas como amenazas para la lamprehuela por Doadrio (2002). En concreto por la regulación de caudales por los embalses, la contaminación por usos agrícolas o ganaderos, la invasión de las zonas de inundación y la presencia de "EEI no solo de peces" (IMPRESS, 2015), lo que podría ser causa de la ausencia de la especie en el resto de localidades.

Por último, hay que tener en cuenta que el hecho de que sea una especie bentónica de pequeño tamaño – no supera los 8 cm de longitud – puede condicionar la efectividad de su captura mediante la pesca eléctrica, ya que según Zamora *et al.* (2009), los juveniles o especies que no superen los 5 cm son difícilmente capturables por esta técnica.

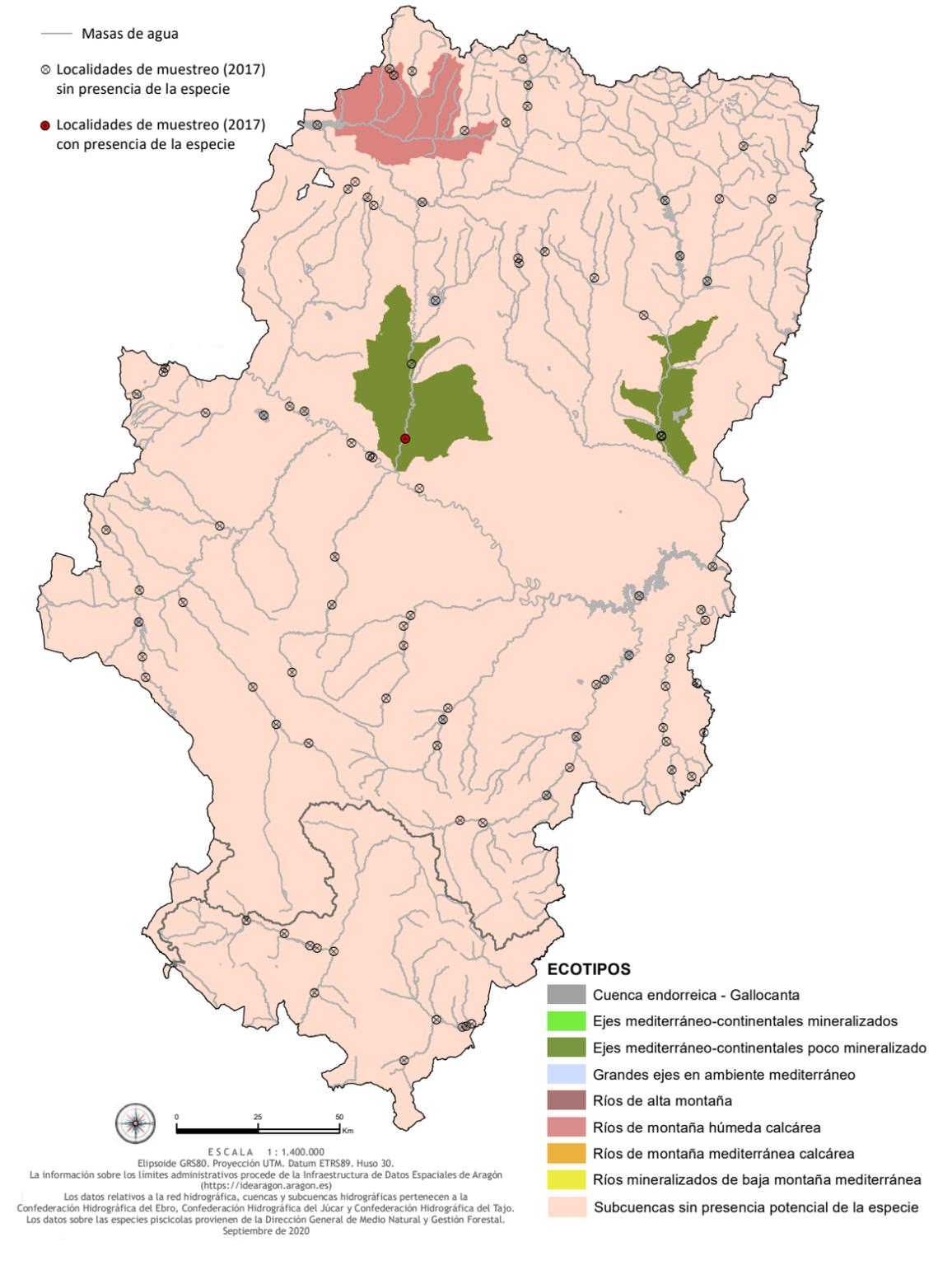


Lamprehuela capturada en el río Gállego (Foto: ©jsanz)

Mapa 14. Distribución potencial de la lamprehuela (*Cobitis calderoni*) en Aragón

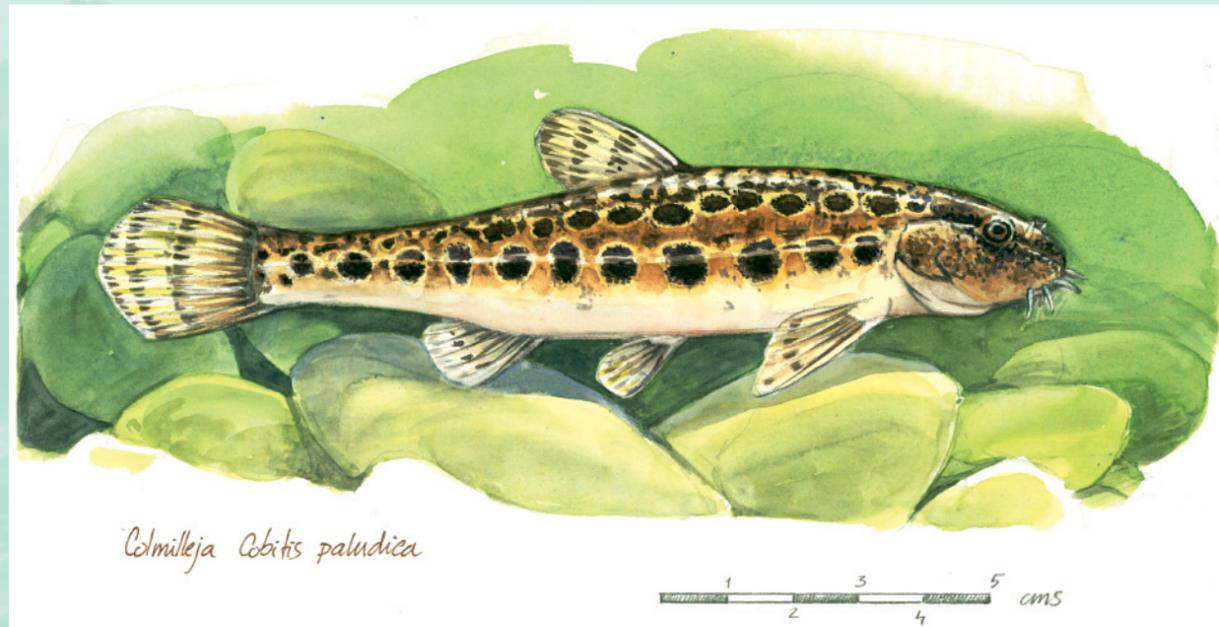


Mapa 15. Distribución actual (2017) de la lamprehuela (*Cobitis calderoni*) en Aragón



***Cobitis paludica* (de Buen, 1929). Colmilleja**

Catalán: Llopet de riu. Vasco: Aintzira-mazkarra. Portugués: Verdema.



Distribución potencial

Es una especie endémica de la península ibérica. En contraposición con la lamprehuela, es mucho más frecuente en los ríos de la margen derecha del río Ebro, encontrándose también en el tramo bajo de río Mijares, en la cuenca del Júcar. Como se ha comentado para la lamprehuela, es muy probable que haya existido una confusión a lo largo del tiempo en la identificación de ambas especies, por lo que las citas de lamprehuela situadas en el río Jalón se han contabilizado como colmilleja y una cita de colmilleja en el río Cinca a la altura de Monzón, como lamprehuela. Considerando esta posible confusión de especies, cabe esperar, con las debidas cautelas, que el eje principal del Jalón, tramo bajo del Jiloca y el Huecha sean potencialmente hábitat para esta especie.

Resultados de los muestreos piscícolas

Se han realizado 21 muestreos dentro del área potencial de la colmilleja y ha sido localizada en una única localidad (5%): el azud de La Fresneda en el tramo medio-alto del río Matarraña. En este punto, en el muestreo de 2017 se capturaron 11

La mejor población de colmilleja en todo Aragón se localiza en el río Matarraña, en sus tramos del ecotipo "río mineralizado de baja montaña mediterránea". En el río Mijares también se localiza una buena población, incluida en el ecotipo "río de montaña mediterránea calcárea", igual que el tramo más alto del Jalón.

Existe una cita de colmilleja en el cauce principal del río Ebro a la altura de Juslibol, la única en este río, realizada por Ignacio Doadrio en 1983. A pesar de ser testimonial, es de prever que este cauce sea un buen hábitat para la especie, por lo que se ha considerado como hábitat potencial, aunque probablemente nunca haya albergado altas densidades. No debemos olvidar que se trata de una especie que también ha podido pasar desapercibida por su baja capturabilidad con los métodos de captura habituales.

individuos, cifra muy superior a los realizados entre 2009 y 2015, en los que no se han llegado a capturar más de 2 individuos. Cabe señalar que en esta estación no se ha detectado hasta la fecha la presencia de EEI.

Las otras 20 estaciones situadas dentro del área de distribución potencial de la colmilleja, con ausencia de la especie en 2017, tienen EEI en un 70%, bien sea presencia actual o histórica. Las principales son la gambusia, el alburno, la carpa, el escardino y la perca americana en el tramo medio-bajo del Matarraña; la trucha arcoíris en tramos más altos del Mijares y del Matarraña; y el alburno, la gambusia, el siluro, el carpín y la carpa en el Ebro.

Por otro lado, las estaciones que no presentan EEI son 1 localidad de 5 en el Matarraña (a la altura de Torre del Compte), 3 de las 4 situadas en el río Mijares y la del río Aranda (cuenca del Jalón).

Presiones en las masas de agua

La única localidad de la colmilleja presenta una presión global alta por alteraciones morfológicas, alteración de los caudales naturales y por presiones difusas y puntuales.

Todos los puntos situados en la distribución potencial de la colmilleja con ausencia de la especie están afectados por presiones debidas a la alteración de los caudales naturales (salvo el tramo bajo del Jiloca) y a presiones por contaminación difusa (salvo el cauce del río Mijares), además de otras que se combinan de distintas formas. En general, presentan un nivel alto de presiones, sobre todo los situados en el cauce del Ebro aguas arriba de Zaragoza. Las 2 localidades de la cuenca del Jalón son las que mejor situación global presentan en relación con las presiones.

Discusión

El estado de conservación de la colmilleja es preocupante, lo que ha llevado a que esté catalogada como especie *Sensible a la Alteración de su Hábitat* en Aragón (Gobierno de Aragón, 2005). No cuenta con un número elevado de capturas históricas, posiblemente debido a que su declive comenzó antes de la realización de muchos de los estudios piscícolas analizados (Perdices y Doadrio, 1997). Aun así, sí que ha sido capturada en varias ocasiones desde la década de los 80 hasta la actualidad, pero a partir de 2003, sólo está presente en el cauce del río Matarraña (La Fresneda). Las características de esa localidad se corresponden con el tipo de hábitat

por el que la especie muestra preferencia: tramos medios-bajos de ríos claros, de poca corriente y con fondo arenoso o fangoso (Doadrio, 2002).

Una de las principales causas de este declive es la introducción de peces exóticos depredadores y del cangrejo rojo americano (*Procambarus clarkii*) (Sánchez-Carmona, 2013), pero también le afectan las presiones causadas por la contaminación, generalmente mayor en los tramos medios-bajos de los ríos (CHE, 2015), las extracciones de áridos y la construcción de infraestructuras que afecten a la dinámica de sedimentos, factor que le afecta especialmente (Doadrio, 2002). Más concretamente, Miranda *et al.* (2005) señalan que su declive en el norte de España es principalmente debido a la construcción de embalses. Además, según Almeida y Grossman (2012), parece tener cierta interacción por competencia por el hábitat con el gobio (*Gobio lozanoi*).

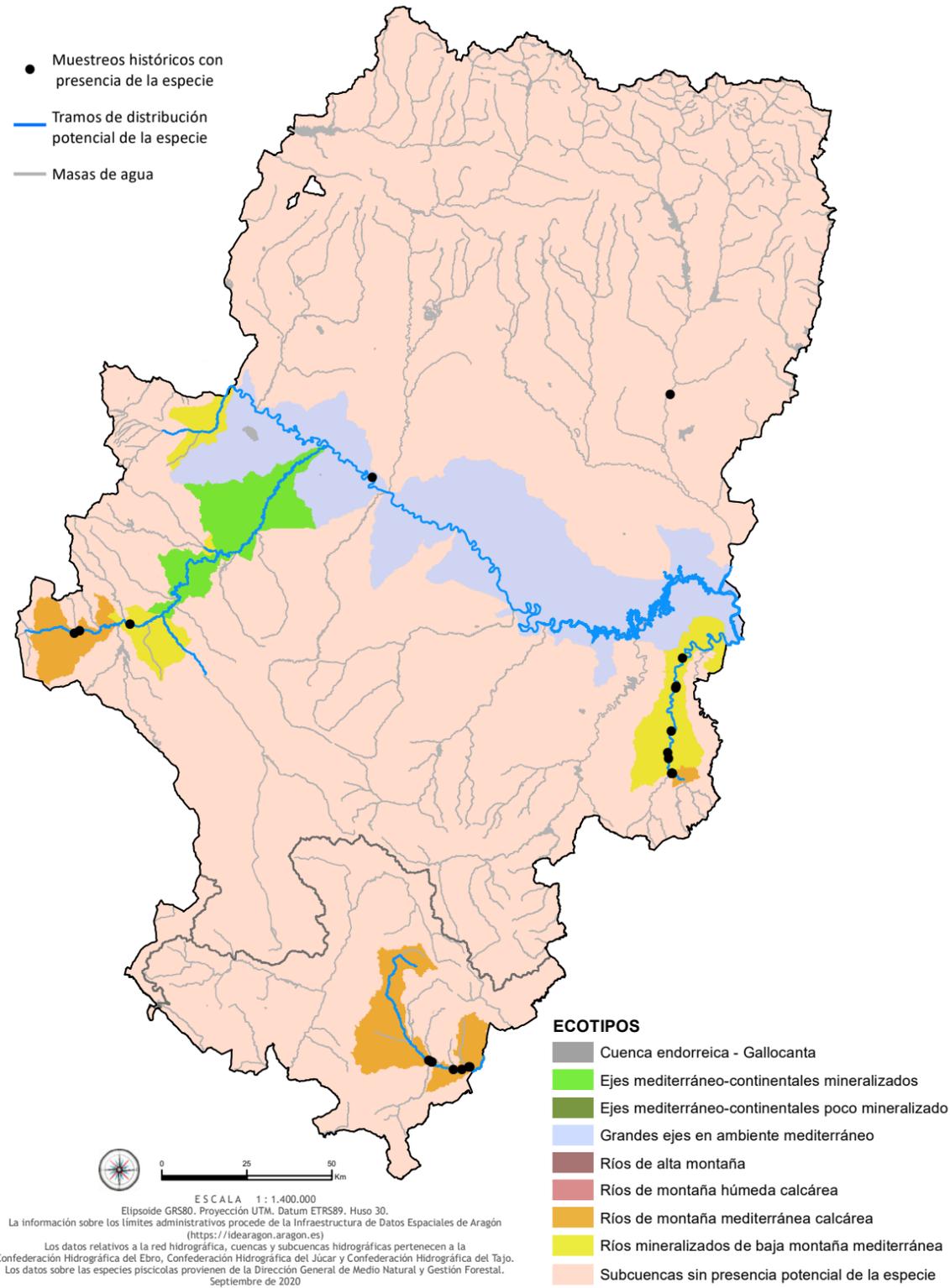
Es necesario señalar que la única localidad donde fue encontrada la colmilleja sufre, según CHE (2015), una fuerte presión debida a la contaminación por usos agrícolas y ganaderos y por vertidos urbanos no saneados, extracciones de agua y alteraciones morfológicas transversales del cauce (azud), por lo que la supervivencia de esta población se encuentra gravemente amenazada.

El resto de localidades situadas en sus tramos de distribución potencial también están afectadas por las presiones ya citadas, tanto por contaminación con diversos orígenes como por alteraciones en el cauce fluvial. Además, hay un alto porcentaje de estaciones con presencia actual o histórica de EEI. Sin duda, todo ello contribuye en alguna medida con la ausencia y declive que hemos constatado.

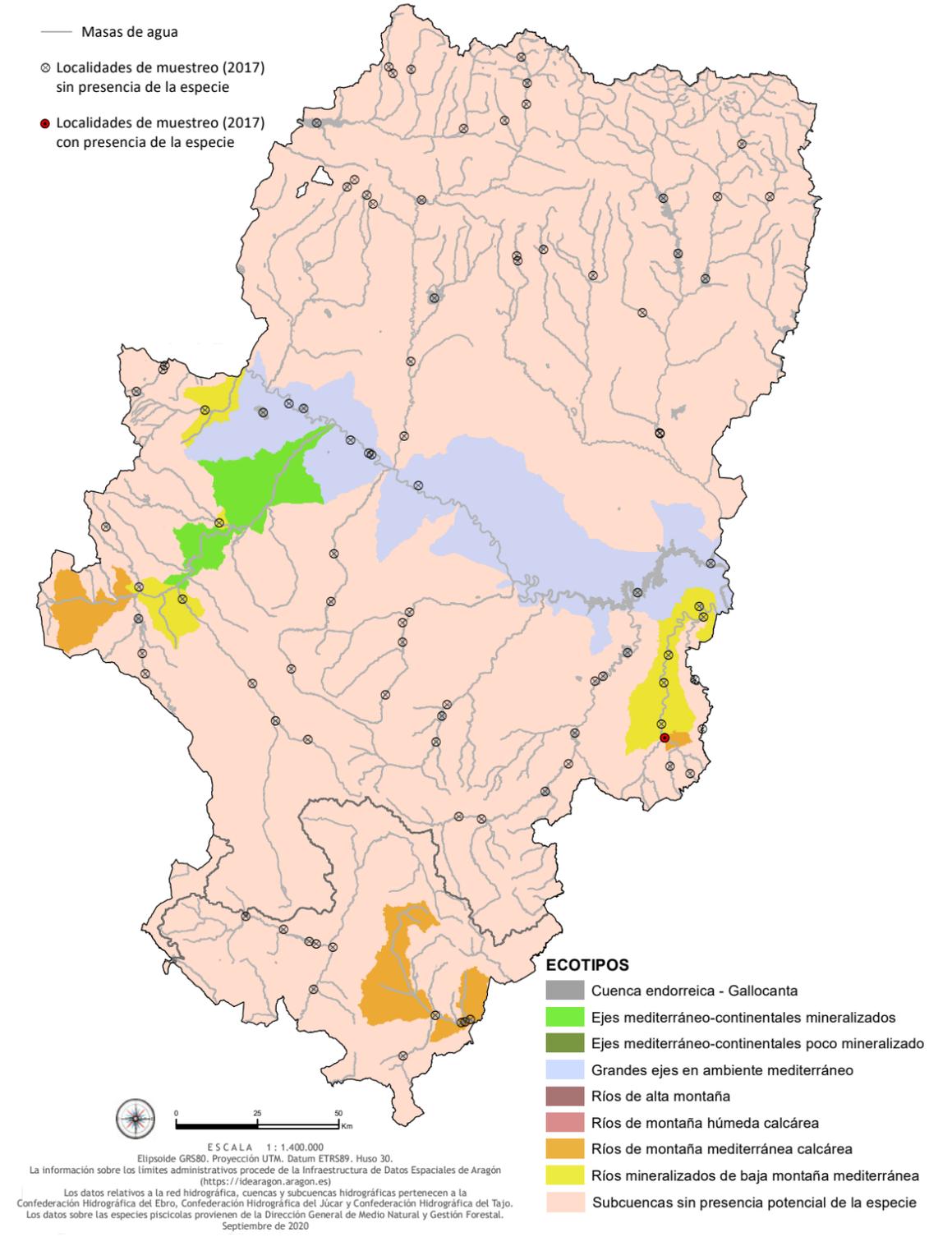


Colmilleja capturada en el río Matarraña (Foto: ©egines)

Mapa 16. Distribución potencial de la colmilleja (*Cobitis paludica*) en Aragón

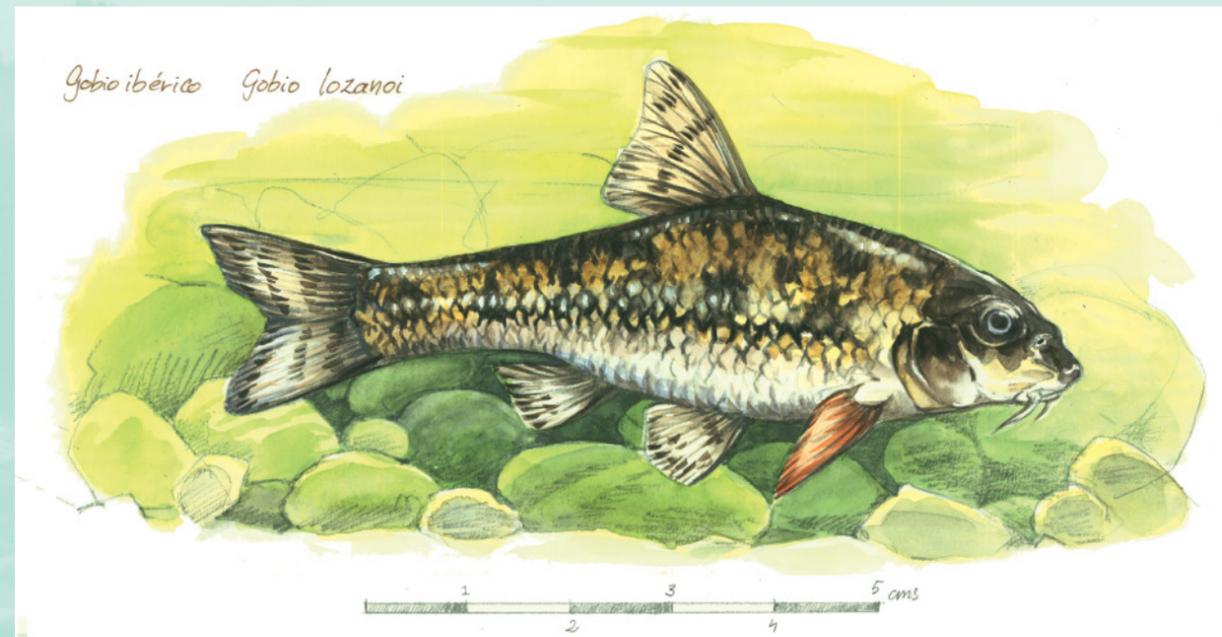


Mapa 17. Distribución actual (2017) de la colmilleja (*Cobitis paludica*) en Aragón



Gobio lozanoi (Doadrio y Madeira, 2004). Gobio, Cabezudo

Catalán: Gobi. Vasco: Gobioa. Portugués: Góbio

**Distribución potencial**

Endemismo de la península ibérica y del sur de Francia, en Aragón se encuentra ampliamente distribuido en las cuencas de los ríos Ebro y Júcar.

Para establecer la distribución potencial de esta especie hay que tener en consideración que todavía no está totalmente esclarecida su distribución original, ya que continuamente va apareciendo en nuevas cuencas o se trasloca dentro de las mismas. En muchas de ellas se comporta como exótica, aumentando la densidad de sus poblaciones ocupando rápidamente nuevos hábitats (Doadrio, 2011).

De las localizaciones existentes en Aragón, las citas que presentan mayor controversia son las de los embalses de Lanuza y de Búbal en la zona de alta montaña del río Gállego, como ocurre también con la madrilla y los barbos localizados en esa área. No presentan continuidad con el resto de poblaciones y solo se encuentra presentes en el ambiente de los embalses, por lo que no se ha tenido en consideración a la hora de establecer su distribución potencial.

En el resto de la cuenca del Ebro, se encuentra presente en todo el gran eje mediterráneo del río Ebro y en todos los tramos medios-bajos de los afluentes de su margen izquierda, no superando normalmente altitudes superiores a los 600 m.s.n.m. y ocupando todos los ecotipos excepto el de alta montaña. Así, en la margen derecha del Ebro ocupa los tramos bajos mediterráneo-continental poco mineralizados de los ríos Gállego y Cinca, los tramos de montaña húmeda calcárea de los ríos Aragón y Gállego y los de montaña mediterránea calcárea de los ríos Onsella, Gállego, Alcanadre y Ésera, así como en los Arbas y el Alcanadre, considerados mayoritariamente ríos mineralizados de baja montaña mediterránea.

En los ríos de la margen derecha la presencia del gobio no es tan continua ya que no se ha localizado en las cuencas de los ríos Aguasvivas, Queiles y Martín. En los ríos Huecha, Huerva y Matarraña se encuentra en los tramos más bajos dentro del ecotipo ríos mineralizados de baja montaña mediterránea, en el Guadalope alcanza tramos de montaña

mediterránea calcárea, y en la cuenca del río Jalón se encuentra presente a lo largo de toda su red fluvial principal, desde los tramos más bajos mediterráneo-continental mineralizados y los tramos mineralizados de baja mon-

taña hasta los de montaña mediterránea del Jalón y Jiloca.

En la demarcación del Júcar, solo está presente en los tramos de montaña mediterránea calcárea del río Guadalaviar.

Resultados de los muestreos piscícolas

Se han realizado 45 muestreos dentro del área potencial del gobio y ha sido localizada en 26 (57%), 4 de ellos situados en embalses.

Estos puntos con presencia actual de la especie se localizan en prácticamente todas las principales cuencas potenciales salvo en la del río Arba – debiendo tener en cuenta que no ha sido realizado ningún muestreo en los tramos potenciales (los tramos bajos) –, y la del río Huerva – en este caso se realizaron 2 muestreos en su tramo potencial (embalses de Mezalocha y de Las Torcas) pero ninguno dio resultados positivos –. En la cuenca del Jalón cabe destacar que no ha sido localizada en ninguno de los 3 puntos de muestreo del río Piedra. En la cuenca del Cinca no ha sido capturada en ninguno de los 2 muestreos situados en el río Flumen (embalse de Montearagón y tramo alto del río Flumen). En la cuenca del Aragón ha sido capturada en el Embalse de Yesa, el único punto de muestreo dentro de su distribución potencial. Con respecto al río Ebro, el gobio ha sido capturado en todas las estaciones (6), con excepción de los embalses de Ribarroja y Mequinzenza. En la cuenca del Turia, ha sido capturada en 3 de 6 estaciones de muestreo.

Fuera de su distribución potencial, el gobio solo ha sido localizado en los embalses de Lanuza y de Búbal.

Las EEI están presentes en aproximadamente el 70% de las localidades con presencia actual de gobio y son, principalmente, la carpa, la perca americana (sobre todo en embalses) y el alburno las que históricamente se identifican en los muestreos – la trucha arcoíris también durante un período limitado de tiempo, entre 2002 y 2004 en el río Turia–. En los muestreos de 2017 realizados en el cauce del Ebro y en el tramo medio-bajo del Cinca cobra una relevancia especial la presencia de EEI, ya que en todos ellos se han capturado la gambusia, el siluro, el alburno, la carpa y el carpín, e incluso en uno de ellos también el rutilo.

Entre las 19 estaciones del área potencial del gobio en las que no ha aparecido la especie, solo 1

(el tramo bajo del río Pancrudo) no se ha capturado nunca una EEI. De los 18 restantes, 10 son embalses en los que se ha encontrado un alto número de EEI en distintas combinaciones, destacando la carpa, el alburno y la perca americana, además de siluro, lucio, rutilo, lucioperca, etc. Los 8 muestreos realizados en ríos extrajeron escardino, alburno, perca de río, perca americana y gambusia en distintas combinaciones, mientras que en los otros 5 puntos predomina la trucha arcoíris (río Piedra, río Guadalaviar y río Flumen).

Presiones en las masas de agua

Las estaciones con resultados positivos de gobio en 2017 presentan todo tipo de presiones en distintas combinaciones, y, por lo general, alcanzan niveles de presión global altos. Los puntos más afectados son los situados en el cauce del Ebro, donde existen alteraciones morfológicas, alteración de caudales naturales, contaminación difusa y presencia de “EEI no solo de peces”. Las localidades situadas entre Sobradriel y Juslibol también presentan niveles altos por contaminación puntual. También con un nivel alto de presión global son las situadas en los ríos Huecha, Jiloca y Guadalope, todos con presiones media alta por alteraciones morfológicas y con distintos niveles de presión por alteración de caudales naturales, por “EEI no solo de peces”, y por contaminación difusa y puntual.

En el caso de los embalses, todos en los que hay presencia de gobio sufren un nivel alto de presión por la alteración de caudales naturales y alteración morfológica, además de otras presiones. Las localidades menos alteradas son las situadas en el tramo alto del río Guadalaviar y en el río Alcanadre a la altura de Bierge.

En general, las estaciones donde no apareció la especie también sufren niveles altos de presiones. El 90% de las estaciones situadas en ríos, tienen alterados sus caudales naturales y presentan contaminación difusa, además de otras. Las que sufren mayor nivel de presión son las situadas en los ríos Piedra, Flumen y Guadalope, por la alteración

de sus caudales naturales. Con respecto a los embalses en los que no habita la especie, todos sufren alteraciones morfológicas y, más de la mitad, también la alteración de sus caudales naturales, contaminación difusa y presencia de "EEI no solo de peces", siendo los más afectados el embalse de Montearagón y de Caspe II.

Discusión

Entre las amenazas que pueden afectar al gobio figuran la degradación (por la contaminación, la alteración del régimen natural de caudales, canalizaciones, etc.) y destrucción de hábitat (dragados, limpieza de cauces con maquinaria, desecación de cauces, etc.). Según De Sostoa *et al.* (2011), en la cuenca del Ebro el gobio es una especie en regresión, aunque puede ser localmente abundante. Debemos señalar que existe cierta controversia sobre el carácter autóctono del gobio en la cuenca del Ebro; de hecho, *Elvira et al.* (2005) consideran que estas poblaciones son fruto de sueltas o escapes no controlados.

Según los resultados de nuestro análisis, el gobio se encuentra actualmente en cauces que soportan un nivel medio-alto de presiones, por lo que se pone de manifiesto su tolerancia y adaptabilidad a diversos ambientes. Esto coincide con los resultados de Maceda-Vega y de Sostoa (2011), que establecen para el gobio una tolerancia media en su estudio de sensibilidad frente a estresores ambientales en ríos mediterráneos. Esta tolerancia a las alteraciones en el hábitat se relaciona con su capacidad de colonización, pudiendo encontrarse en ambientes lénticos y someros, incluso embalses. De hecho, se ha registrado una expansión de la especie a cuencas fuera de su distribución natural, donde puede actuar como una especie invasora. Sus efectos no han sido estudiados (Amat-Trigo, 2015) pero, según Leunda (2010), se puede esperar que sufra el impacto de la competición por el hábitat, por los recursos tróficos e hibridación, entre otros.

A pesar de esta alta tolerancia, de 14 embalses situados en tramos que la especie puede habitar



Ejemplar de gobio capturado en el río Jalón
(Foto: ©aportero)



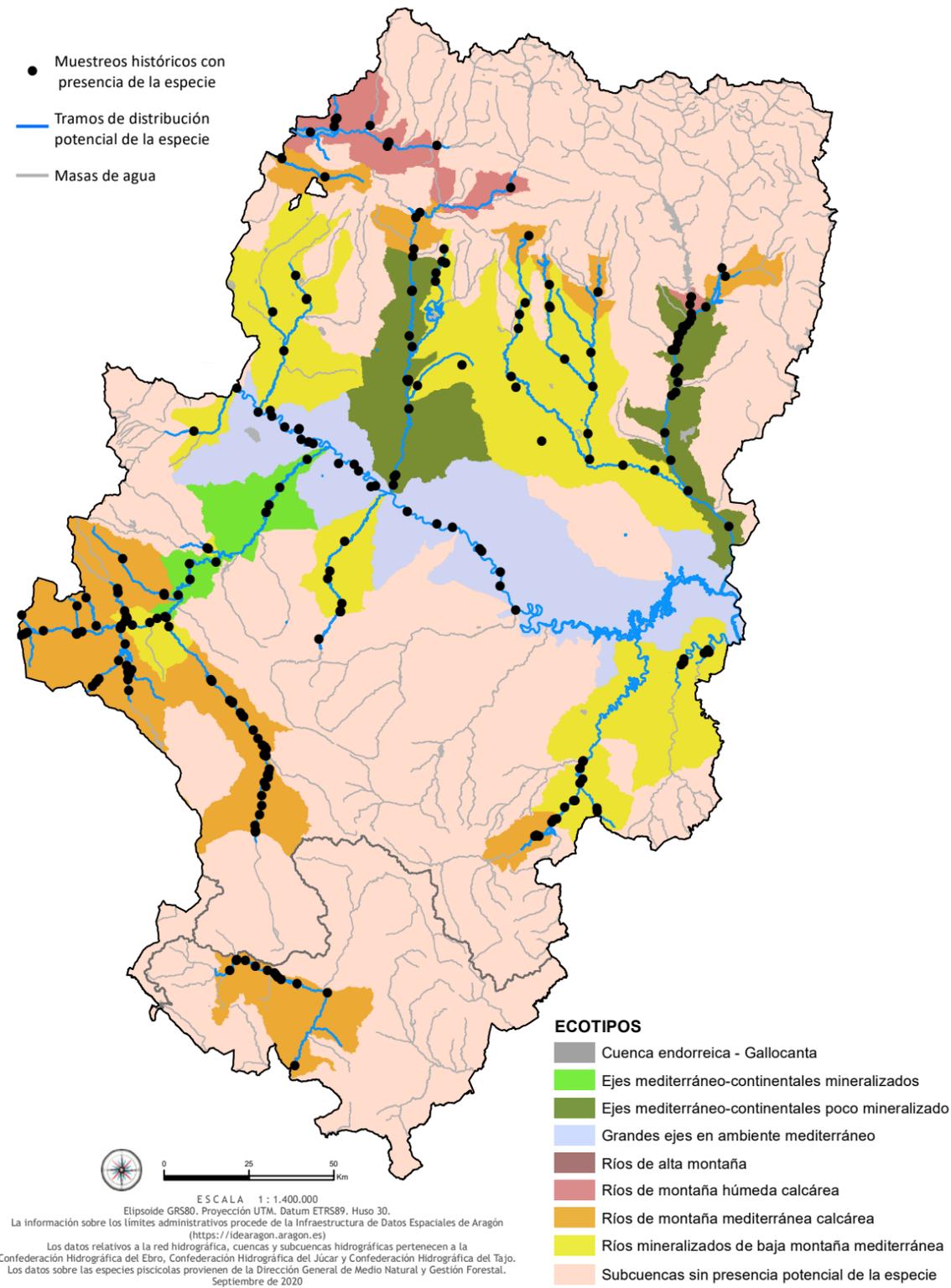
Ejemplar de gobio donde se observa una fila de manchas sobre el cuerpo, las primeras cuatro localizadas encima de la línea lateral y el resto sobre ésta
(Foto: ©aportero)

Detalle de la cabeza de un ejemplar de gobio donde se observa que la boca es ínfera y posee un único par de barbillones sensoriales
(Foto: ©aportero)

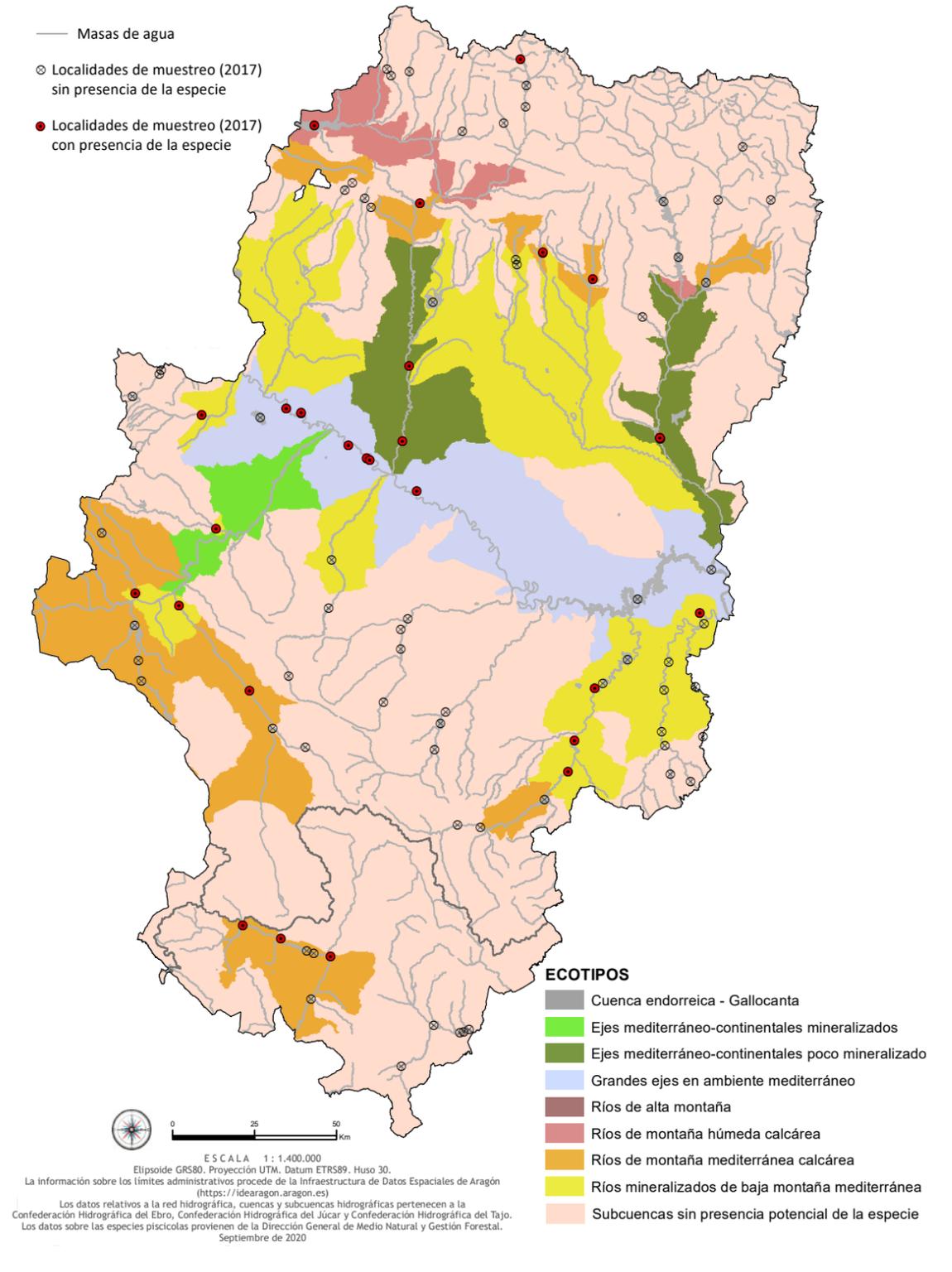
potencialmente, solo se ha localizado en 4, por lo que parece encontrar cierta dificultad para establecerse o sobrevivir en estos medios. Esta dificultad puede tener varias explicaciones. La mayoría de las localidades con ausencia de gobio (no solo los embalses) han presentado una presión alta por la alteración de sus caudales naturales y alteraciones morfológicas, pero considerando la relativa adaptabilidad de esta especie a estos ambientes, otro factor que puede intervenir es la presencia de EEI. En diversos estudios ha quedado reflejado el efecto negativo de especies ictiófagas como la perca americana, la lucioperca y el lucio sobre el go-

bio (Rincón *et al.*, 1990; Nicola *et al.*, 1996), aunque los hábitos bentónicos del gobio parecen evitar en cierta medida su depredación por parte de esta última especie (Rincón *et al.*, 1990). Estos peces se han localizado en la mayoría las estaciones de muestreo, sobre todo en embalses, pero también en ríos (perca americana), y en un alto porcentaje de las estaciones de muestreo donde no apareció el gobio. No hay que olvidar los efectos generales de otras especies no ictiófagas que se han encontrado en estas masas de agua, que contribuyen al estrés del gobio por competencia, hibridación, transmisión de enfermedades, etc. (Elvira, 1998).

Mapa 18. Distribución potencial del gobio (*Gobio lozanoi*) en Aragón

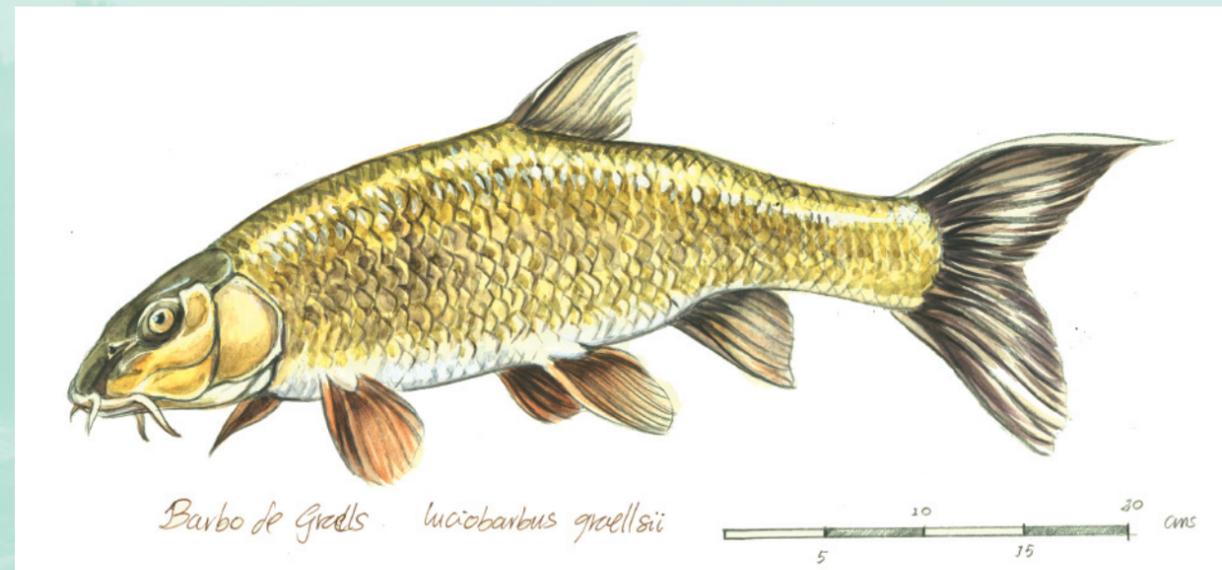


Mapa 19. Distribución actual (2017) del gobio (*Gobio lozanoi*) en Aragón



Luciobarbus graellsii (Steindachner, 1866). Barbo de Graells

Catalán: Barb comú. Vasco: Mendi-barboa.



Distribución potencial

El barbo de Graells es una especie endémica de la cuenca del río Ebro y de alguna otra pequeña cuenca del noreste de la península. En la cuenca del Júcar es sustituido por el barbo mediterráneo *Barbus gaironis*.

Es una especie que puede colonizar muchos medios, aunque prefiere los tramos medios y bajos de los ríos, siendo muy eventual su presencia en los ríos de alta montaña. También es frecuente en ríos de montaña húmeda calcárea, donde es sustituido conforme se incrementa la altitud por el barbo culirroyo (*Barbus haasi*). El hábitat óptimo de esta especie se encuentra en los ecotipos ríos

de montaña mediterráneos tanto calcáreos como mineralizados, ríos mineralizados de baja montaña mediterránea, ríos de ejes mediterráneo-continentales mineralizados y en el cauce principal del río Ebro (gran eje en ambiente mediterráneo).

Igual que ocurre con la localización del barbo culirroyo en los embalses de montaña, se ha detectado barbo de Graells en el embalse de Búbal en los muestreos del año 2017, lo que sólo puede explicarse por la traslocación ilegal de ejemplares al embalse con fines de pesca; por lo tanto, esta cita no se ha tenido en consideración para establecer su distribución potencial.

Resultados de los muestreos piscícolas

Se han realizado 62 muestreos dentro del área potencial de la especie, y ha sido localizada en 33 (53%), de los cuales 12 se sitúan en embalses y 21 en ríos.

Esas 33 localidades con presencia de barbo de Graells se extienden por casi la totalidad de las cuencas potenciales excepto en la del Arba y sus afluentes (los muestreos de 2017 en dicha cuenca

se sitúan en el Paisaje Protegido de Santo Domingo, en tramos de cabecera que no se corresponden con la distribución potencial de la especie), aunque en el cauce del Huerva y del Martín solo ha aparecido en los muestreos realizados en embalses. Cabe destacar la situación en la cuenca del Jalón, donde solo ha sido capturada en el río Aranda y en un muestreo en el Jiloca, de 10 estaciones situadas en tramos de distribución potencial. En el cauce del

Ebro, ha sido capturada en 3 de 8 muestreos. Fuera de su área de distribución potencial, ha sido localizada en el Embalse de Búbal.

En estas localidades, las EEI estén presentes, histórica o actualmente, en el 90 % de las estaciones donde el barbo de Graells ha sido capturado. En las ubicadas en ríos, las EEI que se han localizado son alburno, carpa y perca americana en el tramo medio-bajo del Gállego; trucha arcoíris en el Flumen; alburno, carpa, siluro, gambusia y rutilo en el Cinca a la altura de Alcolea de Cinca; alburno en el río Vero; alburno y carpa en el tramo medio-bajo del Guadalupe (Alcañiz) y carpín en su tramo alto (aguas abajo del embalse de Aliaga, 3 ejemplares en un muestreo de 2010); gambusia en el Matarraña a la altura de Mazaleón y Maella, donde en 2003 se capturó además trucha arcoíris, y alburno, carpa, gambusia y escardino en el tramo más bajo de este mismo cauce.

Las que se encuentran en embalses, la composición de EEI es generalmente más numerosa, siendo las más frecuentes la carpa, la perca americana y el alburno, sobre todo en los embalses de Mequinenza, de Barasona y de El Grado, donde además hay presencia de rutilo, escardino y pez sol, entre otras.

Las únicas localidades donde no hay presencia de EEI están situados en masas de agua tipo río. Son las 4 que siguen: el tramo alto del río Aragón, el tramo bajo del río Aranda, el río Jiloca en San Martín del Río y el río Alcanadre en Bierge.

Por otra parte, en las estaciones de muestreo del área potencial donde no ha aparecido barbo de Graells hay presencia de EEI en aproximadamente el 60%. En las que se localizan en ríos, las principales especies son la trucha arcoíris y la perca americana en el río Piedra, aguas arriba del embalse de La Tranquera; el alburno, el escardino y la perca de río en el río Guadalupe, aguas arriba del embalse de Caspe II; perca americana en el tramo bajo del río Matarraña; pez gato en el río Algars; y gambusia, siluro, alburno, carpa y carpín en el río Ebro. En el



Ejemplar de barbo de Graells capturado en el río Jalón (Foto: @aportero)

caso de las ubicadas en embalses (son 6 los embalses donde no se ha localizado el barbo de Graells de los 19 situados en tramos de distribución potencial), hay un mínimo de 4 EEI en cada uno de ellos, entre las que se encuentran el alburno y la carpa, comunes a todos ellos, y otras especies como el lucio, la lucioperca, el rutilo, la perca americana, el pez sol, el carpín, etc., en distintas combinaciones, siendo el embalse de Caspe II el que mayor número de EEI distintas presenta, hasta 10.

Presiones en las masas de agua

Los muestreos con presencia actual de la especie presentan todo tipo de presiones en distintas combinaciones, generalmente presiones globales medias-altas. Prácticamente todos están sufren la alteración de sus caudales naturales, y un 75 % presiones por contaminación difusa. Aparte de estas 2 fuentes principales de estrés, un 65% de los puntos están afectados por alteraciones morfológicas del cauce, siendo la presión por contaminación puntual y por presencia de "EEI no solo de peces" las menos frecuentes, aunque están presentes en aproximadamente el 50% de muestreos. Las estaciones con mayor nivel de presión son las situadas en el cauce principal del río Ebro y en el río Vero, que presentan prácticamente todos los tipos de presiones valorados. El tramo alto del Flumen, aguas arriba del embalse de Montearagón, y en el

Jiloca, a la altura de San Martín del Río, están sometidos a presiones por alteraciones de caudales naturales y morfológicas, y por contaminación difusa. Solo un muestreo presenta presión global nula, en el río Alcanadre a la altura de Bierge.

Con respecto a las localidades con ausencia de barbo de Graells situados en tramos de su distribución potencial, los ríos están afectados por un nivel global de presión generalmente más bajo que los embalses. En los realizados en ríos, los puntos con nivel de presión nulo o muy bajo coinciden con los de ausencia de EEI de peces; son el río Pancrudo aguas arriba del embalse de Lechago, el río Martín en Obón, la cabecera del río Huerva, el río Aragón Subordán en Hecho, el río Isábena en el azud de Pardinella, y en el río Ésera a la altura de Campo. Por otro lado, algunos cauces presentan un nivel alto de presiones, como los registrados en las 2 localidades del río Piedra, en el río Matarraña a la altura del azud de La Fresneda, en su tramo medio-alto, el río Algars en su tramo medio, y el río Guadalupe en Mas de las Matas, afectados todos ellos por presión por alteración de caudales naturales y por contaminación difusa, entre otras.

Los 6 embalses con ausencia de barbo de Graells cuentan con las presiones por alteraciones morfológicas y por alteración de caudales naturales (salvo Búbal y Las Torcas, que no presentan



Ejemplar de barbo común capturado en el río Matarraña en el que se observa el cuerpo más alargado y esbelto que el de otros barbos (Foto: ©Jguerrero)

esta última presión). Sólo Búbal, Caspe II y Ribarroja presentan presión por contaminación difusa, y todos menos Las Torcas y Mediano presión por presencia de "EEI no solo de peces". Destaca Búbal con la presión global más alta de todas, seguido de Caspe II.

Discusión

A pesar de ser uno de los ciprínidos más comunes de la cuenca del Ebro, sus poblaciones están en regresión especialmente en el cauce principal del Ebro y sus grandes afluentes (CHE, 2011). El barbo de Graells se encuentra amenazado por la introducción de especies exóticas como el pez sol, el pez gato, la perca americana, el lucio, la lucioperca y diversas especies de ciprínidos, y por la alteración de su hábitat a causa de vertidos urbanos, agrícolas e industriales, la construcción de infraestructuras hidráulicas y la extracción de áridos y de agua (Doadrio, 2002). Todos los puntos de muestreo actuales situados en tramos potenciales para el barbo de Graells presentan al menos 1 de estos 2 tipos de amenazas (introducción de EEI y/o alteración del hábitat).

Con respecto al nivel de presiones, los puntos con presencia de barbo de Graells sufren en su mayoría presiones importantes. Algunos presentan un nivel de presión global considerado alto, habitando la especie incluso en el cauce del Ebro, una de las masas de agua de Aragón con peor estado ecológico (CHE, 2015), además de en gran número de embalses.

Esta situación pone de manifiesto una cierta tolerancia del barbo de Graells a ambientes degradados y su capacidad de colonizar todo tipo de medios, preferentemente cursos medios y bajos de los ríos, encontrándose en los tramos altos sólo para realizar la puesta sobre lechos de arena y gravas, pues es de carácter litófilo (Salvador, 2017). Además, su presencia en los tramos altos normalmente coincide con la existencia de un embalse aguas abajo, y en muestreos realizados



Ejemplar de barbo común donde se aprecian los dos pares de barbillos sensoriales (Foto: ©aportero)

en verano (por ejemplo, en el río Flumen, aguas arriba del embalse de Montearagón, o en el río Guadalupe, aguas arriba de la Boca del Infierno, a 30 km del embalse de Santolea). Dichas poblaciones podrían habitar las aguas con cierto ambiente léntico de la cola del embalse o en el propio embalse, subiendo a frezar a estos tramos más altos en los que ha sido localizada en 2017. En la cuenca del Arba, donde la especie resultó ausente en los muestreos de 2017, las estaciones de muestreo se sitúan en la cabecera, por encima de su límite de distribución potencial, lo que impide concluir acerca de su situación actual en ese territorio. En las cuencas donde solo ha tenido presencia en embalses en los últimos muestreos, como en el río Martín, todos los tramos muestreados presentan una presión alta por alteraciones morfológicas, aunque el nivel global de presión sea bajo. En el cauce del río Huerva, el punto de muestreo situado en su cabecera sufre una presión por contaminación difusa media y baja por contaminación puntual (vertidos urbanos no saneados), pero al existir un único dato actual, establecer una relación de la ausencia de la especie con estas presiones es poco fiable.

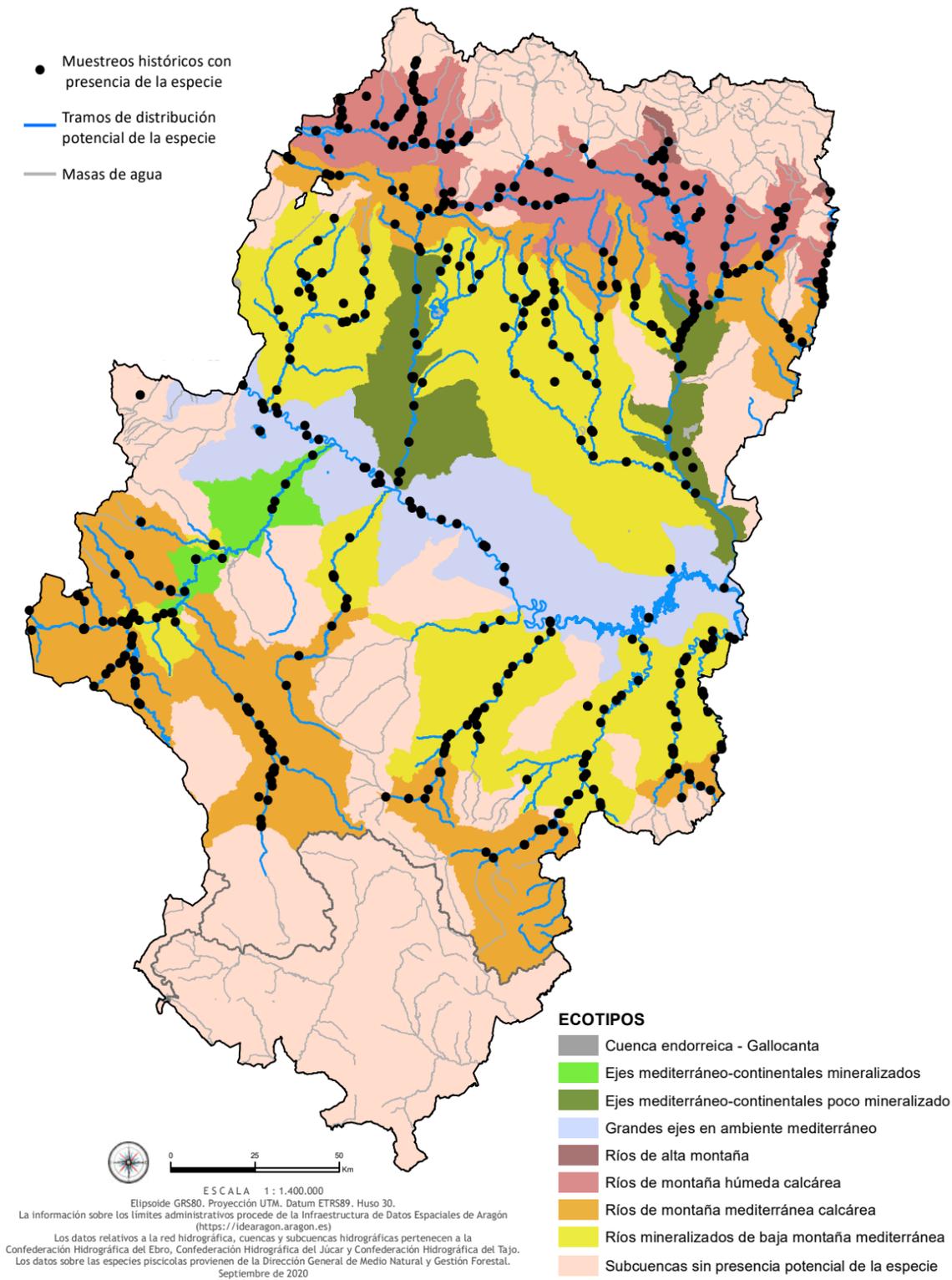
La ausencia del barbo de Graells en la mayoría de muestreos realizados en la cuenca del río Jalón en 2017 (presente solamente en 2 de 10 muestreos) a pesar de su alta potencialidad para albergarlo, – lo que coincide con la situación de muchas

otras especies en esta cuenca – parece indicar un fuerte grado de presiones, mayoritariamente alteraciones en el hábitat, y en determinados puntos la presencia de EEI (trucha arcoíris en el río Piedra, varias especies ya comentadas en embalses), que están provocando la regresión de las especies autóctonas.

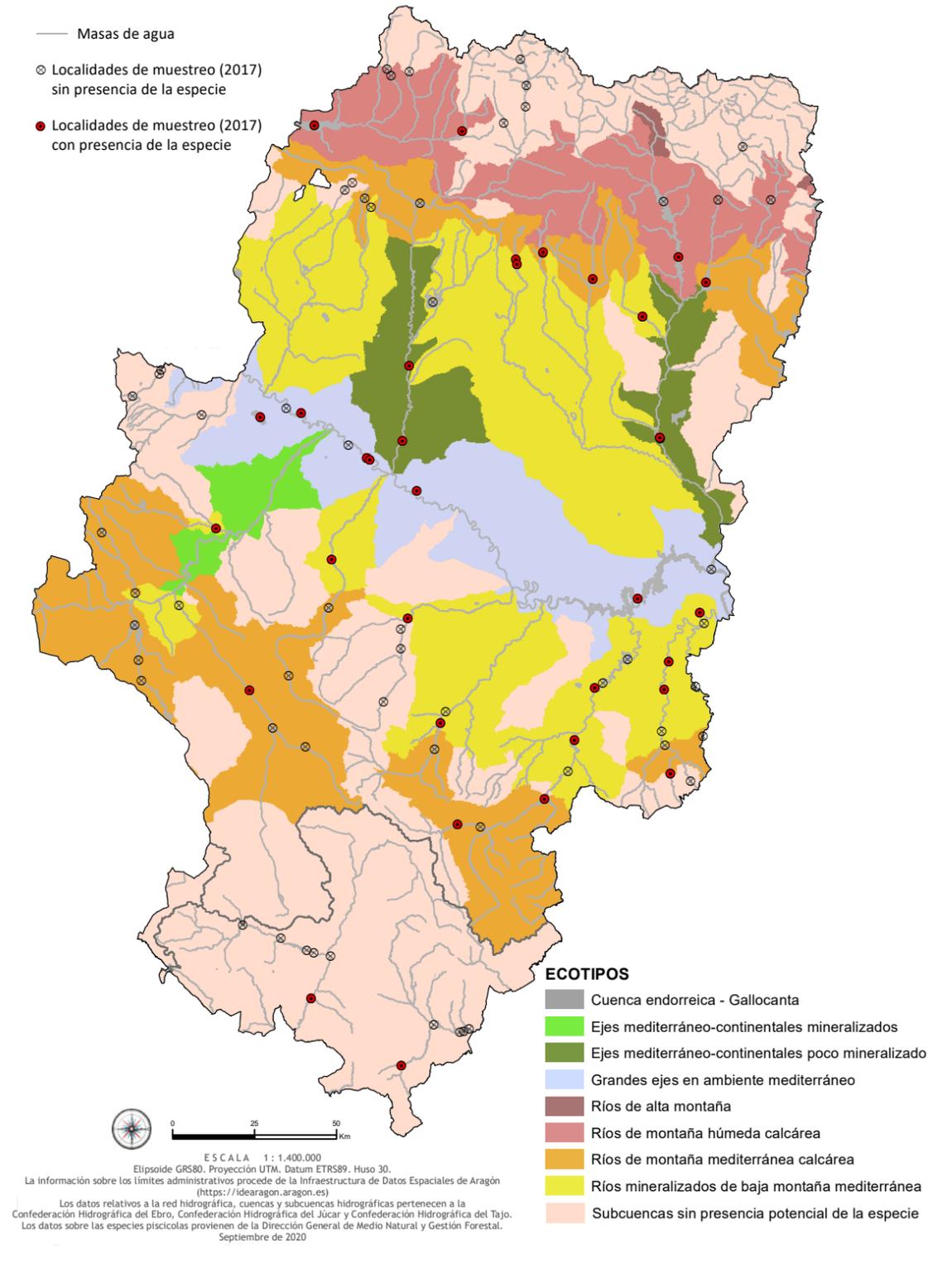
Por otro lado, el barbo de Graells es una de las especies con mayor porcentaje de aparición en localidades con presencia histórica o potencial de exóticas, muchas de ellas citadas por Doadrio (2002) como amenazas de la especie, por lo que no se puede establecer una relación firme entre la presencia de las EEI y la ausencia de la especie. Posiblemente, si el análisis se realizara en términos de densidad de individuos podría observarse la regresión motivada por la presencia de las EEI que se defiende en numerosos estudios (CHE, 2011, Doadrio, 2002).

Cabe destacar que las localidades con presencia de barbo de Graells y sin presencia de EEI también presentan un número de especies autóctonas relativamente elevado, habiéndose identificado más del 50 % de las especies autóctonas que potencialmente cabría esperar, e incluso un 75% en el caso de la localidad del río Aragón. Todas ellas se sitúan en ríos de montaña y no sufren presión por contaminación puntual. El resto de presiones aparecen con intensidades muy distintas, por lo que no se puede establecer un patrón determinado.

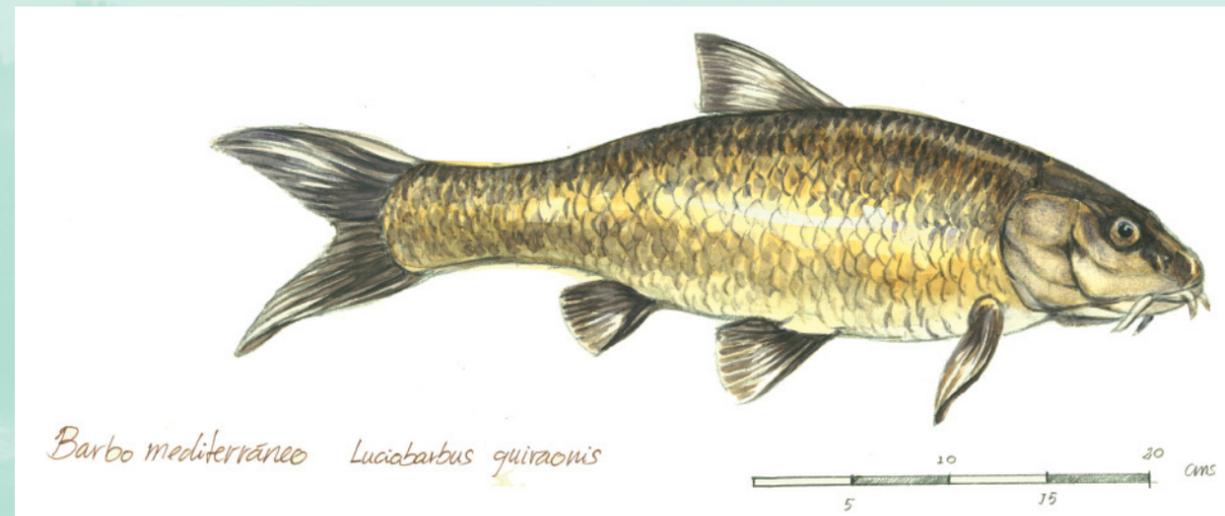
Mapa 20. Distribución potencial del barbo de Graells (*Luciobarbus graellsii*) en Aragón



Mapa 21. Distribución actual (2017) del barbo de Graells (*Luciobarbus graellsii*) en Aragón



Luciobarbus guiraonis, (Steindachner, 1866). Barbo mediterráneo



Distribución potencial

Ecológicamente y por sus requerimientos de hábitat esta especie es muy parecida al barbo de Graells. En las cuencas de los ríos Turia (tanto en el río Guadalaviar como en el río Alfambra) y Mijares, exceptuando los tramos más altos de los ríos de montaña mediterránea calcárea, puede convivir con el barbo culirroyo (*Barbus haasi*), con el que hay evidencias

de su hibridación (Doadrio, 2011).

La especie presenta poblaciones por todo el recorrido fluvial hasta la costa, solo aisladas entre sí por las infraestructuras hidrológicas que no permiten su conectividad. Es frecuente encontrarla en aguas remansadas o embalsadas, aunque realiza migraciones a tramos más altos para realizar la reproducción.

Resultados de los muestreos piscícolas

Se han realizado 9 muestreos dentro del área potencial del barbo mediterráneo y ha sido localizado en 5 (55 %), todos ellos en ríos. De estos 5 puntos, 3 se encuentran en el cauce del río Mijares y 2 en el del Turia, a la altura de la ciudad de Teruel y de la desembocadura del río Camarena.

Con respecto a las EEI, únicamente se ha capturado trucha arcoíris y tan sólo en 1 de los 5 muestreos con presencia de barbo mediterráneo (la localidad del río Turia a la altura de la ciudad de Teruel). Esta captura se produjo en una pesca eléctrica realizada el año 2004, siendo muy posible que esta especie no esté presente actualmente ya que no se reproduce de manera natural en este cauce y no se continúan haciendo repoblaciones en la actualidad.

En todas las localidades del área de distribución potencial donde no se identificó la presencia de

barbo mediterráneo (4 localidades) se ha encontrado trucha arcoíris en alguno de los muestreos históricos considerados; y en el Mijares también perca americana (presa de los Toranes). Cabe destacar el hecho ya comentado de que las capturas de trucha arcoíris en el río Guadalaviar pertenecen al periodo 2002-2004, y también que en los tramos de distribución potencial para la especie en este río se sitúa el embalse del Arquillo de San Blas, en el que en 1986 había presencia de carpa y perca americana.

Presiones en las masas de agua

Todas las estaciones donde se ha detectado barbo mediterráneo (salvo la del Turia a la altura del Camarena) sufren contaminación puntual, la presencia de "EEI no solo de peces" y la alteración de sus caudales naturales. La estación situada a la altura del río Camarena es la que mejor situación

global presenta y sólo se considera como presión las "EEI no solo de peces".

En las estaciones con ausencia actual de la especie, las principales presiones que les afectan son también la contaminación puntual, la alteración de caudales y la presencia de EEI. Destacan los 2 muestreos aguas debajo del embalse del Arquillo por ser los únicos donde existe contaminación difusa.

Discusión

El barbo mediterráneo se encuentra actualmente en regresión en toda su área de distribución (Salvador, 2017; Doadrio, 2011). En este estudio se confirma cierta tendencia regresiva de la especie en Aragón. Sus principales amenazas son la introducción de EEI de peces, sobre todo ictiófagas, y por alteraciones de hábitat causadas por la construcción de infraestructuras hidráulicas como canalizaciones y presas, además de la contaminación por vertidos, extracciones de agua y áridos, etc. (Doadrio, 2002).

Entre las EEI, la más frecuente históricamente en estos cauces es la trucha arcoíris. Debido a su movilidad, su presencia histórica puede haberse dado en todos los puntos de muestreo analizados en el Turia, Guadalaviar y Mijares. Sin embargo, los últimos datos de aparición de la trucha arcoíris en el Mijares son de 2009 y en el Turia de 2004; en los últimos muestreos no se ha capturado ningún individuo en estos cauces (en 2017, la única localidad muestreada donde se ha capturado la trucha arcoíris es en el río Piedra, como consecuencia de escapes accidentales de ejemplares de la piscifactoría).

Entonces, ¿en qué grado se puede considerar un factor importante la presencia de la trucha arcoíris en la regresión del barbo mediterráneo? No hay evidencias concretas. Por un lado, la trucha arcoíris no es tan territorial como la trucha común, ni coinciden totalmente en sus hábitos alimentarios (Oscoz, 2000; Doadrio, 2002), aunque sí que puede afectar la depredación de la trucha sobre huevos, o incluso sobre peces pequeños. Con respecto a los frezaderos, no parece

que haya competencia por su ocupación, debido a que la trucha arcoíris los utiliza en invierno, mientras que el barbo mediterráneo entre abril y junio (Doadrio *et al.*, 2011). Además, hay que tener en cuenta que la trucha exótica suele encontrar cierta dificultad para reproducirse en libertad, debido a que los individuos presentes en Aragón suelen nacer en cautividad y no suelen dar lugar a poblaciones estables (Guerrero y Jarne, 2014).

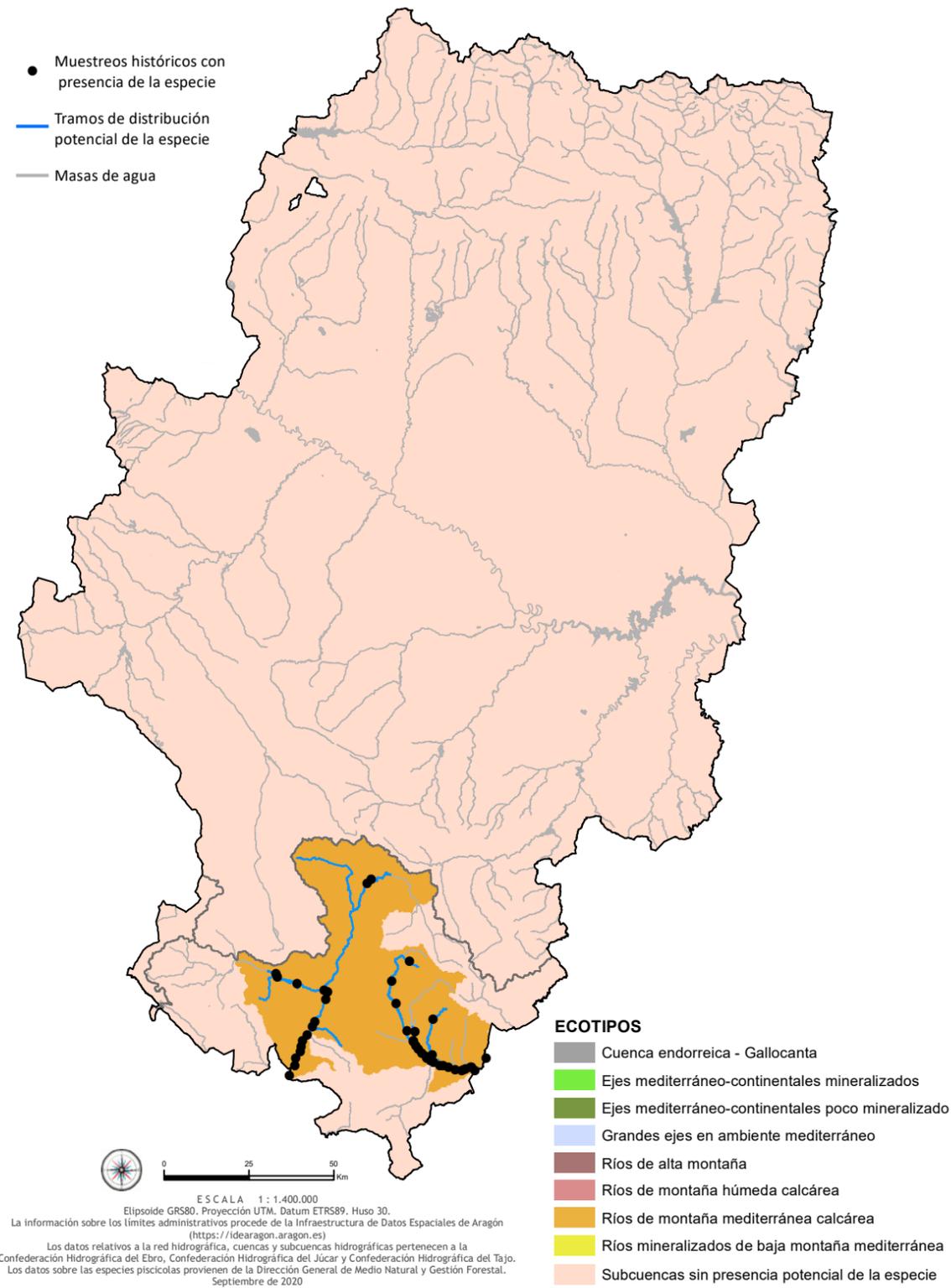
Aunque escasa, también se han localizado históricamente individuos de perca americana, especie ictiófaga que puede haber afectado al barbo mediterráneo, pues produce una alta depredación de especies autóctonas, principalmente sobre las poblaciones de ciprínidos (MAGRAMA, 2013).

Otras presiones que pueden afectar a las poblaciones de barbo mediterráneo en los tramos estudiados, es la existencia de alteraciones morfológicas del cauce, sobre todo en el río Mijares, donde hay un alto número de azudes de pequeña envergadura que no parecen suponer obstáculos insalvables, salvo uno en Valbona con 9 metros de altura, además de la presa de Los Toranes (Lapesa y González, 2003). Aun así, estos producen una presión significativa sobre los cauces por el efecto barrera o remanso (CHJ, 2015), que puede afectar a la especie al reducir su movilidad y alterar las condiciones físico-químicas del agua. El cauce del río Mijares tiene mayor presión global hidrológica que el del río Turia (CHJ, 2015), lo que puede explicar que, a pesar de haberse encontrado en 3 de 4 estaciones, el número total de individuos capturados sea muy bajo, incluso menor que los capturados solo en el río Turia a la altura de Teruel. Otra posible causa de la regresión de la especie en estos ríos es que se trata los tramos de la cuenca del Júcar donde se realizan más extracciones de áridos, según la CHJ (2015).

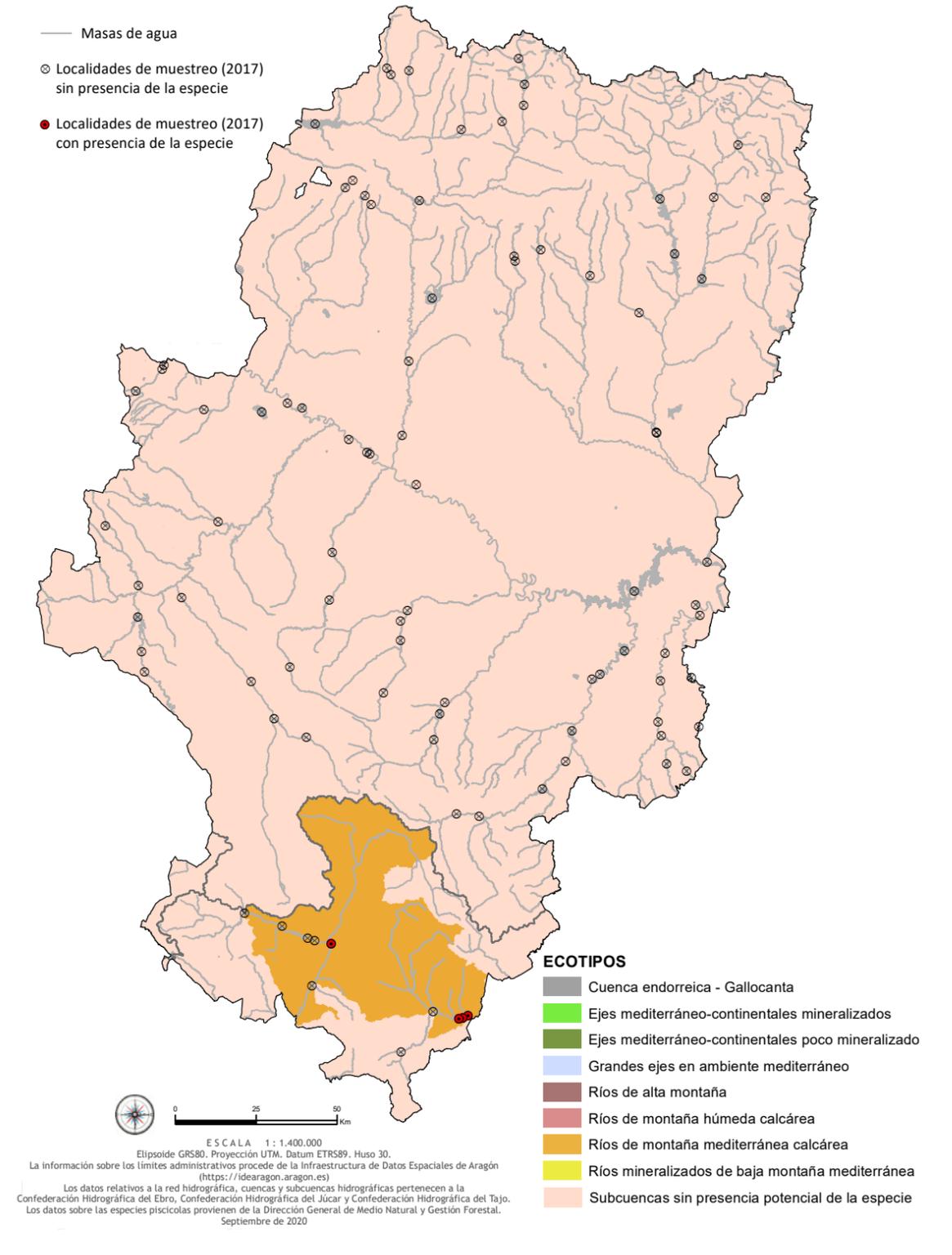


Ejemplar de barbo mediterráneo capturado en el río Alfambra (Foto: ©egines)

Mapa 22. Distribución potencial del barbo mediterráneo (*Luciobarbus guiraonis*) en Aragón

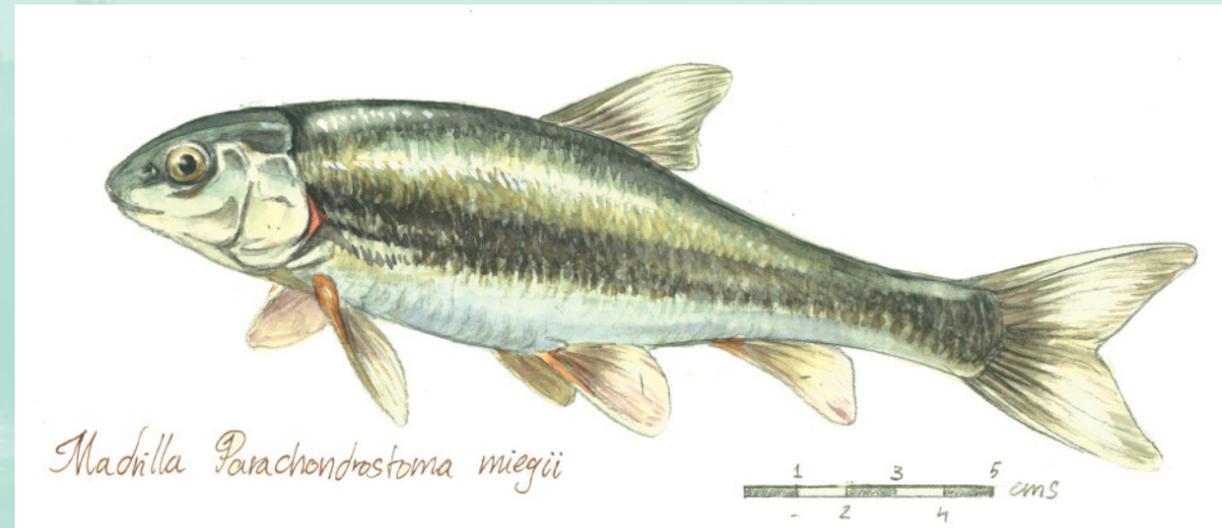


Mapa 23. Distribución actual (2017) del barbo mediterráneo (*Luciobarbus guiraonis*) en Aragón



***Parachondrostoma miegii* (Steindachner, 1866). Madrilla**

Catalán: Madrilla. Vasco: Loína txikia

**Distribución potencial**

Especie endémica de las cuencas de los ríos de la vertiente cantábrica y de la cuenca del Ebro, hasta no hace mucho se consideraba una de las especies más abundantes y conocidas en Aragón. En la cuenca del Júcar le sustituye *Parachondrostoma turiense*.

Es una especie reófila que en Aragón vive en aguas corrientes de todos los tramos medios-bajos de la cuenca del río Ebro, aunque también puede sobrevivir sin problemas en aguas remansadas o embalsadas, siempre y cuando pueda remontar los ríos para realizar la freza en aguas corrientes con gravas y arena.

Su área potencial se distribuye por todos los ecotipos presentes en Aragón –incluso marginalmente de las aguas de alta montaña del Pirineo, ya que existen datos históricos de su presencia en el tramo del Cinca en Hospital de Tella, a 650 m.s.n.m. –, y empieza a ser abundante en los ríos de montaña húmeda calcá-

rea y ríos de montaña mediterránea calcárea del prepirineo aragonés e ibérico turolense y zaragozano. Su hábitat potencial también incluye los tramos bajos de los afluentes del río Ebro, así como su eje principal, ríos del eje mediterráneo-continental poco mineralizados y mineralizados y ríos mineralizados de baja montaña mediterránea.

Igual que ocurre el barbo culirrojo, la presencia de la madrilla en los embalses de Búbal y Lanuza, incluidos en ecotipos de alta montaña ambos a más de 1.000 m.s.n.m., no puede ser interpretados con claridad. La teoría más plausible es que estas citas se deban a una traslocación de ejemplares que podrían haber tenido como objeto su uso como pez pasto para la trucha común o como cebo vivo para su pesca. En ambos embalses las densidades encontradas son muy significativas por lo que esos sistemas parecen presentar las condiciones idóneas para el desarrollo de la especie.

Resultados de los muestreos piscícolas

Se han realizado 67 muestreos dentro del área potencial de la madrilla y ha sido localizada en 37 de ellos (55%), 12 situados en embalses.

De entre sus cuencas potenciales, los muestreos realizados en 2017 no han encontrado la especie en la del río Huecha ni en la del río Alcanadre, y en la de los ríos Huerva y Aragón solo ha aparecido en los embalses. En las que se ha capturado, generalmente ha sido en los puntos de muestreo de los tramos medios-bajos, aunque también se ha localizado en los tramos más próximos a las cabezas de algunos cauces (ríos Arba de Luesia, Isábena, Flumen, Guadaloque, Martín y Algars).

Las EEI han estado presentes en un 65% de las estaciones en las que se confirmó la presencia de madrilla. En la interpretación de este dato debemos tener en cuenta que un tercio de estos muestreos están situados en embalses, lo-

calidades donde la presencia de exóticas está generalizada. Si segregamos los muestreos entre los realizados en embalses y en los cursos de agua, el porcentaje anterior se reduce hasta el 48 %; mientras que las exóticas están presentes en el 100% de los embalses muestreados. Las EEI más frecuentes en los puntos situados en masas tipo río con presencia de madrilla son la gambusia, el alburno, la carpa, el escardino y la perca americana en el tramo bajo del Matarraña, y la gambusia y la trucha arcoíris en su tramo medio; el pez gato en el tramo medio del río Algars; el alburno y la carpa en el río Guadaloque; alburno, carpa, carpín, gambusia y rutilo en el Ebro (Galacho de Juslibol); en el Cinca esos mismos junto con siluro; el alburno y la carpa en el río Gállego; y el alburno en el río Vero. En los embalses, la composición de especies es generalmente más numerosa, encontrándose en ellos hasta 9 especies diferentes, siendo las más



Ejemplar de madrilla capturado en el río Gállego (Foto: ©jsanz)



Ejemplares de madrilla capturados en el río Jalón
(Foto: ©aportero)

frecuentes la carpa, el alburno, la perca americana y la lucioperca.

Las localidades situadas en tramos de la distribución potencial de la madrilla donde no se encontró la especie contienen EEI en un 57%. Estas fueron la perca americana en el tramo bajo del Matarraña; el alburno, la perca y el escardino en el Guadalupe; trucha arcoíris y perca americana en el Piedra; y alburno, gambusia, siluro, carpín y carpa en el Ebro.

Presiones en las masas de agua

Las localidades donde se encontró la especie presentan todo tipo de presiones que aparecen en múltiples combinaciones.

En los puntos situados en tramos de distribución potencial con ausencia de la especie también concurren distintos niveles y tipos de presión. Cabe destacar los situados en el cauce del Ebro, donde todos sufren alteraciones morfológicas, alteración de caudales naturales, contaminación difusa y presencia de "EEI no solo de peces"; e incluso los situados entre Sobradriel y Juslibol presentan además presiones altas por contaminación puntual.

La gran variabilidad de presiones en los tramos con ausencia de la especie se pone de manifiesto si se compara el río Huecha, que sufre una de las presiones globales más altas de toda la cuenca, con localidades que presentan una presión global nula o muy baja, como el Aragón Subordán a la altura de Hecho (presión por contaminación difusa y por presencia de "EEI no solo de peces"), río Aurín (por alteraciones morfológicas), Arba de Biel (ninguna) y la cabecera del Huerva (por contaminación difusa).

Discusión

La madrilla era una de las especies más comunes de la cuenca del Ebro, pero se encuentra en franca regresión, aunque puede ser localmente abundante (CHE, 2011).

Entre las amenazas que actúan sobre la especie se encuentra la introducción de especies exóticas, sobre todo piscívoras (como pez sol, el pez gato, la perca americana, el lucio, la lucioperca, etc.). Debemos destacar también el alburno que, según Vinyoles *et al.* (2009), puede competir por

el espacio y alimentación con la madrilla. Por otro lado, le afectan de manera significativa las alteraciones del hábitat por la realización de infraestructuras hidráulicas (canalizaciones, presas), la contaminación por vertidos industriales, urbanos y agrícolas, la extracción de áridos –que destruye sus frezaderos– y la extracción de agua para fines agrícolas (Doadrio, 2002).

Los resultados del análisis no evidencian, en el caso de esta especie, una relación clara con la presencia de EEI. A diferencia de otras especies, que conviven en un bajo porcentaje de estaciones con EEI, la madrilla lo hace en un 75 % de las estaciones, muchas de ellas situadas en embalses. Esto puede explicarse en cierta medida con la capacidad de la madrilla para sobrevivir en aguas remanadas o embalses siempre que pueda remontar los ríos para la freza en fondos pedregosos o de grava (Robles *et al.*, 2012).

Este trabajo no ha valorado los cambios de la densidad de las poblaciones en el tiempo. Considerando que la madrilla es una especie que forma cardúmenes de numerosísimos individuos, es posible que el análisis de esa variación señale algún indicio de la magnitud del retroceso que ha sufrido la especie.

El cauce del Ebro es uno de los que tiene más presencia de EEI y presiones de diversos tipos, motivos que podrían relacionarse con la ausencia de la

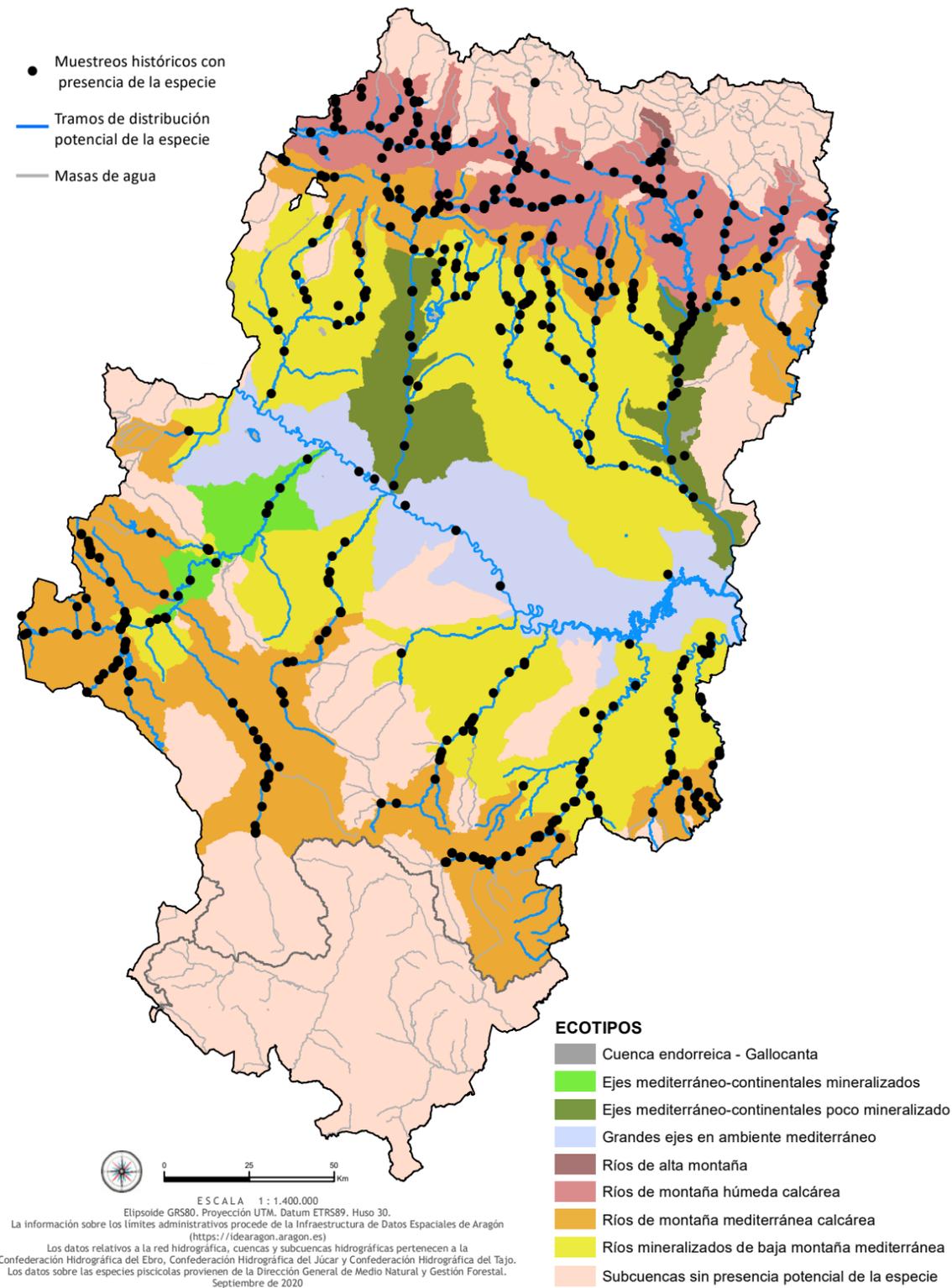
especie en los últimos muestreos. Con respecto al río Alcanadre en la presa de Bierge, zona donde no hay presencia histórica de EEI, la ausencia de madrilla puede deberse a que la presa haya afectado su reproducción debido a su condición de especie potamódroma y necesitar desplazarse aguas arriba para realizar la freza. En la cuenca del Huecha, en la que la especie tampoco ha aparecido, es presumible que le afecte el hecho de que este territorio sufra una de las presiones globales más altas de los tramos estudiados, pero no con la presencia de EEI de peces, ya que no se han capturado nunca en dicho cauce.

Las distribuciones potenciales de la madrilla y del barbo de Graells son muy similares ya que la gran mayoría de los muestreos históricos constata la coexistencia de ambas especies conviven en todas sus cuencas salvo en la del río Huecha, donde solo es esperable la madrilla. Este resultado coincide con los del estudio *Sistema de evaluación de la comunidad piscícola en ríos de la Comunidad Autónoma del País Vasco* (CAPV, 2010), que establece tipologías de río basadas en las comunidades piscícolas, siendo el barbo de Graells y la madrilla las especies que determinan el tipo 2, "ciprínidos". Salvador (2017) también señala los hábitos gregarios de la madrilla y las agrupaciones que forma con otras especies como el barbo de Graells.

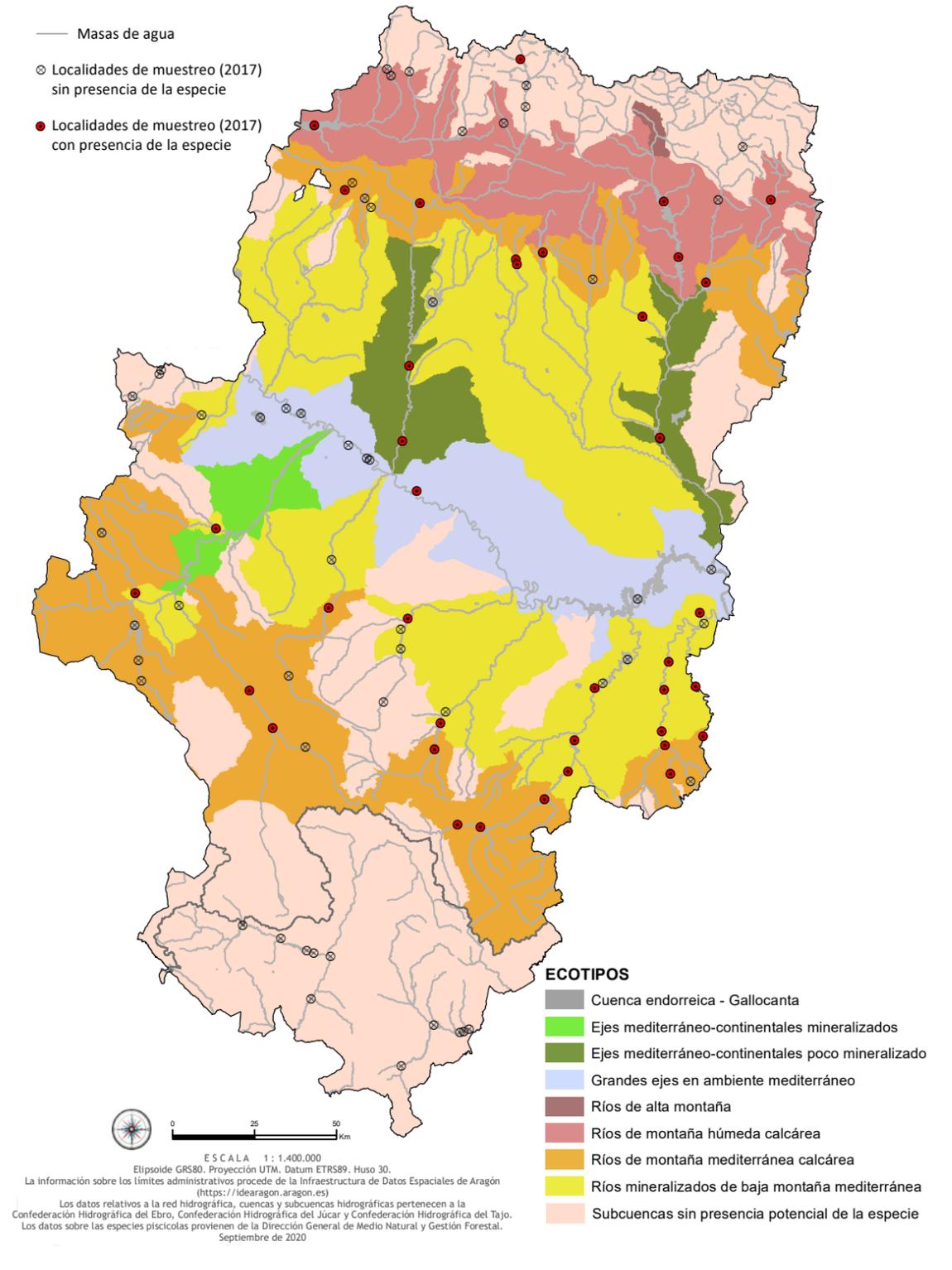


Detalle de un ejemplar de madrilla (*Parachondrostoma miegii*) capturada en el río Jalón
(Foto: ©aportero)

Mapa 24. Distribución potencial de la madrilla (*Parachondrostoma miegii*) en Aragón

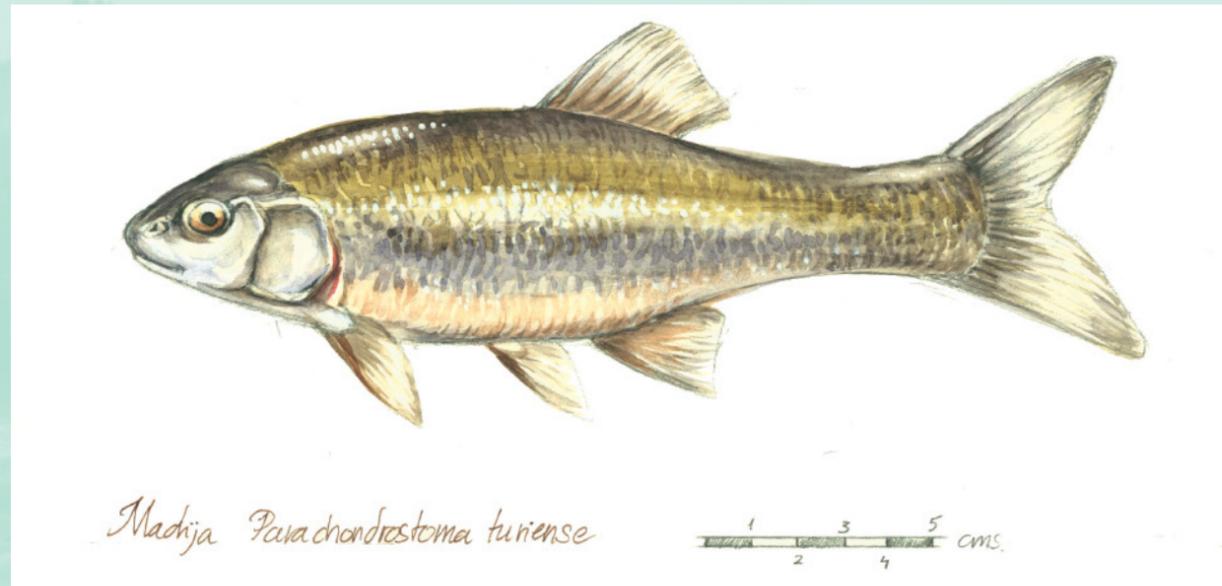


Mapa 25. Distribución actual (2017) de la madrilla (*Parachondrostoma miegii*) en Aragón



Parachondrostoma turiense (Elvira, 1987). Madrija

Catalán: Madrija. Vasco: Loína txikia



Distribución potencial

Ecológicamente esta especie tiene los mismos requerimientos y preferencias de hábitat que la madrilla (*Parachondrostoma miegii*) en el Ebro, pero alcanza límites de distribución potencial a mayores altitudes, superando los 1.000 m.s.n.m., tanto en la cuenca del Turia

como en la del Mijares, en ríos de montaña mediterránea calcárea.

Igual que la madrilla puede habitar en masas de agua embalsadas, existiendo evidencias de su presencia en el embalse del Arquillo en el río Guadalaviar y aguas arriba de este.

Resultados de los muestreos piscícolas

Se han realizado 9 muestreos dentro del área potencial de la madrija y ha sido localizada en 3 puntos (33%), todos ellos en masas tipo río., y todos pertenecientes a la cuenca del Júcar: 2 en el cauce del río Mijares y uno en la cuenca del río Turia: La madrija está presente en todas sus cuencas potenciales en Aragón.

De estas localidades, sólo se ha detectado la presencia actual o histórica en una de ellas, en el Guadalaviar a la altura de la confluencia con el arroyo de Dezas. Por otro lado, de los 6 puntos donde la madrija no fue capturada en 2017, 5 tie-

nen presencia histórica de EEI (83%) –en 4 puntos de muestreo situados en el río Turia se ha señalado la presencia de trucha arcoíris (período 2002-2004) y en 1 punto del río Mijares trucha arcoíris y perca americana, en 2003–.

Presiones en las masas de agua

Las 3 estaciones con madrija sufren la alteración de sus caudales naturales, contaminación puntual, y, además, los 2 tramos situados en el Mijares la presencia de “EEI no solo de peces”.

En cuanto a las localidades donde no apareció la madrija en los muestreos de 2017, dentro de

los tramos de su distribución potencial, las situadas en el Mijares presentan una presión global ligeramente superior a los situados en la cuenca del Turia. Los del Mijares están sometidos a las mismas presiones que la localidad donde sí apareció la madrija, mientras que los situados en el Guadalaviar, salvo el situado aguas arriba a la altura del puente de Los Tres Ojos que no presenta ninguna presión, están sometidos a estas mismas presiones, y 2 de ellos también se encuentran afectados por contaminación difusa. El punto situado en el Turia a la altura de la desembocadura del Camarena solo presenta presencia de “EEI no solo de peces”.

Discusión

La madrija es una especie poco estudiada (Ministerio de Medio Ambiente, 2006) y no hay mucha bibliografía disponible sobre ella. Además, las poblaciones en el Turia han sufrido un fuerte descenso en los últimos años, quedando la población del Mijares muy localizada (Doadrio, 2002). En 2013 la madrija supuso poco más del 4 % de las capturas en toda la Comunidad Valenciana.

Las amenazas sobre la especie son, por un lado, la introducción de especies exóticas, sobre

todo piscívoras y en especial la perca americana (Elvira y Almodóvar, 2009). Por otro lado, las alteraciones del hábitat por realización de infraestructuras hidráulicas (canalizaciones, presas), la contaminación por vertidos industriales, urbanos y agrícolas, la extracción de agua para fines agrícolas y áridos, destruyendo frezaderos. (Doadrio, 2002).

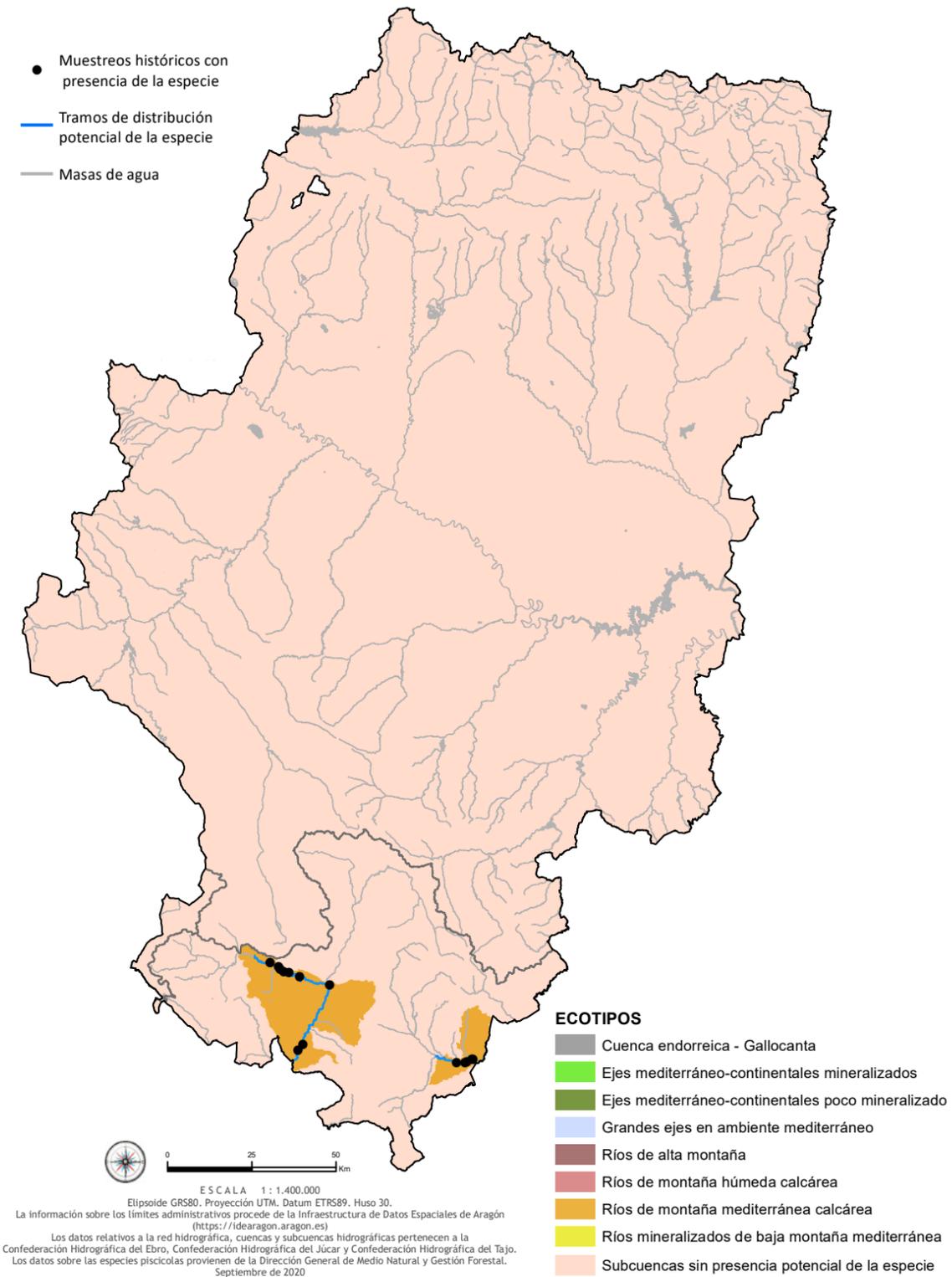
Con respecto al área de distribución potencial de la especie en Aragón, existen presiones tanto por la introducción de EEI (presencia de trucha arcoíris y perca americana, además de carpa en tramos cercanos) como por alteración del hábitat. Es importante destacar que sus hábitats potenciales de la cuenca del Júcar son donde se realizan más extracciones de áridos, según la CHJ (2015) – en la cabecera del Mijares y la Rambla de la Viuda, y en el tramo alto del río Turia –.

Al igual que la madrilla, a pesar de ser una especie que habita preferentemente tramos de agua corriente con abundante vegetación acuática, la madrija también puede sobrevivir en aguas remanadas o embalses, siempre que pueda remontar los ríos para la freza en fondos pedregosos o de grava (Robles *et al.*, 2012).

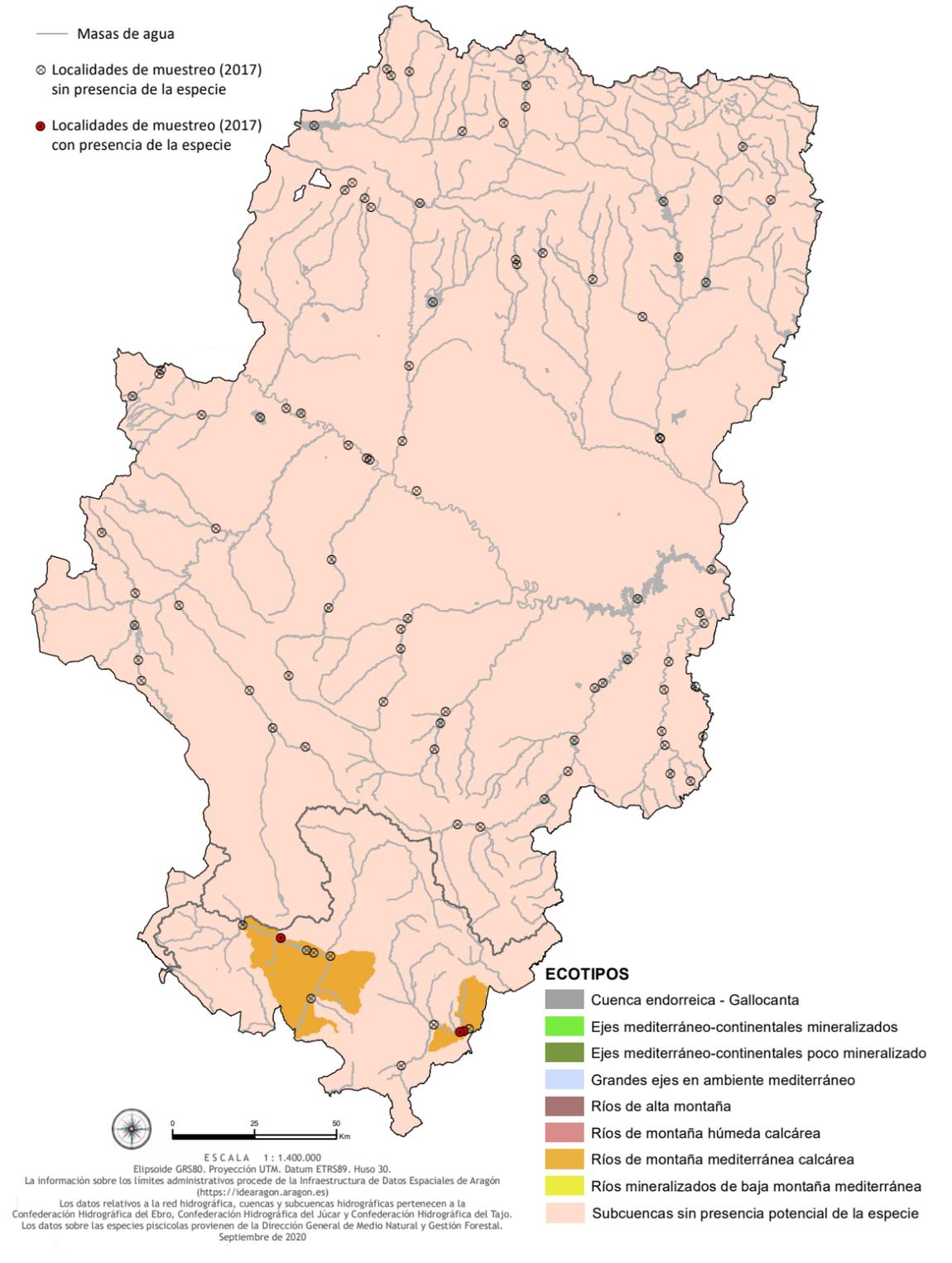


Ejemplar de madrija capturada en el río Guadalaviar (Foto: ©egines)

Mapa 26. Distribución potencial de la madrija (*Parachondrostoma turiense*) en Aragón

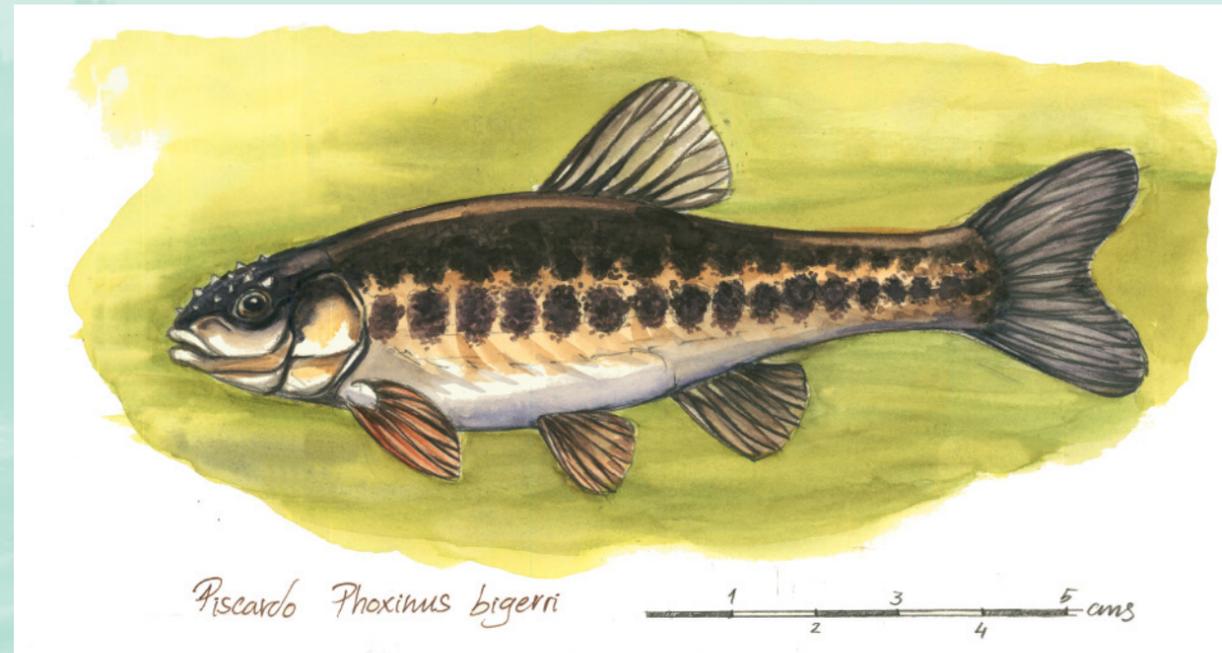


Mapa 27. Distribución actual (2017) de la madrija (*Parachondrostoma turiense*) en Aragón



Phoxinus bigerri (Kottelat, 2007). Piscardo

Cantabria: Morito. Catalán: Barb roig. Vasco: Ezkailua, Txipa



Distribución potencial

Al igual que lo establecido para el gobio, para establecer la distribución del piscardo en Aragón no hay que perder de vista que esta especie ha sido introducida y trasladada en numerosas localidades con el objetivo de ser "pez pasto" para la trucha común en zonas de montaña, no pudiendo establecer claramente dónde su distribución es original y dónde no. Por ejemplo, todas sus localizaciones en ibones pirenaicos no se han considerado como distribución potencial ya que su presencia ha sido consecuencia de traslocaciones e introducciones ilegales.

En Aragón, sólo se encuentra en la cuenca del río Ebro. Todos los tramos tanto de alta montaña como de montaña mediterránea calcárea de los ríos Aragón, Gállego y muchos de sus principales afluentes, salvo el río Onsella, se han identificado claramente como su distribución potencial.

En el río Arba de Luesia se ha localizado históricamente a lo largo de todo su cauce,

siendo más reducida su presencia y sólo en los tramos más bajos en los ríos Arbas de Riguel y Biel; así como en el río Isuela, de la cuenca del río Alcanadre, en aguas consideradas dentro del ecotipo de ríos mineralizados de baja montaña mediterránea.

Dentro de la distribución potencial del piscardo se han incluido también las localizaciones realizadas en el tramo de montaña calcárea del río Guatizalema, aunque presentan menor certidumbre puesto que parecen encontrarse vinculados al embalse de Vadiello.

Muy aislada del resto de localidades de la especie es una población que habita el barranco de Liri, en tramos de alta montaña de la cuenca del río Ésera. Igualmente aislada se encuentra la población del río Salencas en la cabecera del río Noguera Ribagorzana, que cuenta con otra población vinculada al embalse de Escales, en la zona de montaña húmeda calcárea del propio río y del barranco d'Aulet.

Existe una cita en un pequeño barranco de

la cabecera del río Cinca que no se ha tenido en consideración ya que no se encuentra contrastada y no existe ninguna otra en la cuenca alta del Cinca ni sus afluentes.

Por el contrario, pese a que las localizaciones de la especie en el eje principal del río Ebro se restringen a los últimos 10 años, parece que

el piscardo se encuentra totalmente establecido en ese curso del agua, por lo que se ha incluido en su distribución potencial con las debidas cautelas, puesto que no se ha podido esclarecer claramente su origen.

Se han realizado 22 muestreos dentro del área potencial del piscardo y ha sido localizado en 12 puntos (54%), 2 de ellos embalses.

De estos 10 puntos con presencia actual de la especie, 3 se localizan en tramos altos de cuenca del Aragón (río Veral y cauce del Aragón), 5 de la cuenca del Gállego (en tramos altos del río Aurín, en el río Gállego a la altura de Biescas, en los embalses de Búbal y Lanuza, y en un tramo medio-bajo en Ontinar de Salz), 2 en el curso alto del río Arba de Biel, y 2 en el cauce del Ebro, a la altura de Juslibol y en el paraje Madre de Alcalá. La especie se encuentra ausente de los tramos de distribución potencial de la cuenca del río Cinca. En la cuenca del río Noguera Ribagorzana no se puede constatar al no haberse realizado ningún muestreo.

En 4 (33%) de las 12 localidades con piscardo situados dentro de su distribución potencial se han encontrado también EEI: el alburno y la perca americana en el Gállego a la altura de Ontinar de Salz; el alburno, la gambusia, el siluro, el carpín y la carpa en el río Ebro y la carpa en el embalse de Búbal.

Por otra parte, de las 10 estaciones de muestreo con ausencia actual de piscardo incluidas en su distribución potencial, 9 presentan EEI (90%). Las especies se presentan en distinta composición y las principales son la perca americana, el alburno, la carpa y la trucha arcoíris. En los 3 puntos situados en el Ebro hay una mayor presencia de EEI, coincidiendo las mismas que aparecen en las localidades donde la presencia del piscardo fue positiva. La única estación que no ha tenido ni tiene EEI es la situada en el río Aragón Subordán.

Presiones en las masas de agua

Las estaciones con presencia de piscardo sufren todos los tipos de presiones valoradas en este

estudio, con distintas combinaciones entre ellas. Las que presentan menor nivel de presión son las situadas en el río Arba de Luesia (nulo) y en el río Aurín, y las de mayor nivel de presión en el río Ebro y el tramo medio-bajo del río Gállego, sobre todo por alteraciones morfológicas, "EEI no solo de peces" y presiones difusas.

En las estaciones situadas en los tramos de distribución potencial, pero con ausencia de la especie, también se presentan todos los tipos de presiones, pero con un nivel medio de presión global mayor. La estación bajo menor nivel de presiones es la del Aragón Subordán, que presenta contaminación difusa y "EEI no solo de peces". Las estaciones con mayor nivel de presiones son las situadas en el tramo alto del río Flumen y en el embalse de Montearagón, muy cercanas entre sí y ambas afectadas por alteración de caudales naturales, alteraciones morfológicas y contaminación difusa. Al resto de embalses (La Peña, Yesa, Vadiello) no les afectan presiones por contaminación, pero sí por alteración de caudales naturales y morfológicas, y "EEI no solo de peces" en el caso de la Peña.

Discusión

Según Doadrio (2002), el piscardo es una especie sensible a la introducción de especies exóticas, sobre todo piscívoras, y a la alteración y degradación de su hábitat por la contaminación de las aguas, la construcción de infraestructuras hidráulicas, las extracciones, la fragmentación, etc. Esta sensibilidad también ha sido estudiada por Maceda-Vega y De Sostoa (2011), que coinciden en determinar que la especie es intolerante frente a cambios en el hábitat que suelen darse cuando los ecosistemas acuáticos se degradan. La CHE (2011) considera que el piscardo es una especie



Ejemplar de piscardo, fotografiado en el ibón de Sen, dentro del Parque Natural Posets-Maladeta (Huesca), en el que se pueden observar los tubérculos nupciales blancos de la cabeza que desarrollan los machos de esta especie durante la época de celo (Foto: ©ecruset)

en regresión en la cuenca del Ebro, aunque puede ser localmente abundante.

Por su parte, nuestros resultados confirman que la especie se encuentra en ese estado de regresión en la mayoría de las localidades donde su presencia ha sido siempre habitual, al no haber sido localizada en muchos puntos de muestreo donde había sido capturada en numerosas ocasiones durante las últimas décadas.

En contraposición, es importante mencionar que el piscardo está colonizando nuevos tramos que no cumplen las condiciones estudiadas como óptimas para la especie – estas son las zonas altas y medio-altas de los ríos, con aguas frías y rápidas, sobre fondos de cantos –, lo que contradice las observaciones de Marceida-Vega y De Sostoa

(2011) acerca de la intolerancia de la especie. Este es el caso del cauce del río Ebro, en el que ha sido localizada por primera vez en 2017, y también del tramo bajo del río Gállego, capturada en 2002 y donde parece que sus poblaciones están asentándose con éxito. En estas localidades hay una situación similar a la de otras poblaciones de las cuencas de la vertiente atlántica, en las que no se tiene claro el origen autóctono de la especie e incluso es considerada como invasora por algunos autores (Leunda, 2010). Un ejemplo de ello es la cuenca del Duero, donde se encuentra en expansión. Leunda (2010), entre otros autores, considera que el piscardo puede causar un fuerte impacto sobre la ictiofauna nativa (y otras especies) debido a la competencia por el hábitat,



Grupo de piscardos en el ibón de Sen, donde esta especie fue introducida (Foto: ©ecruset)

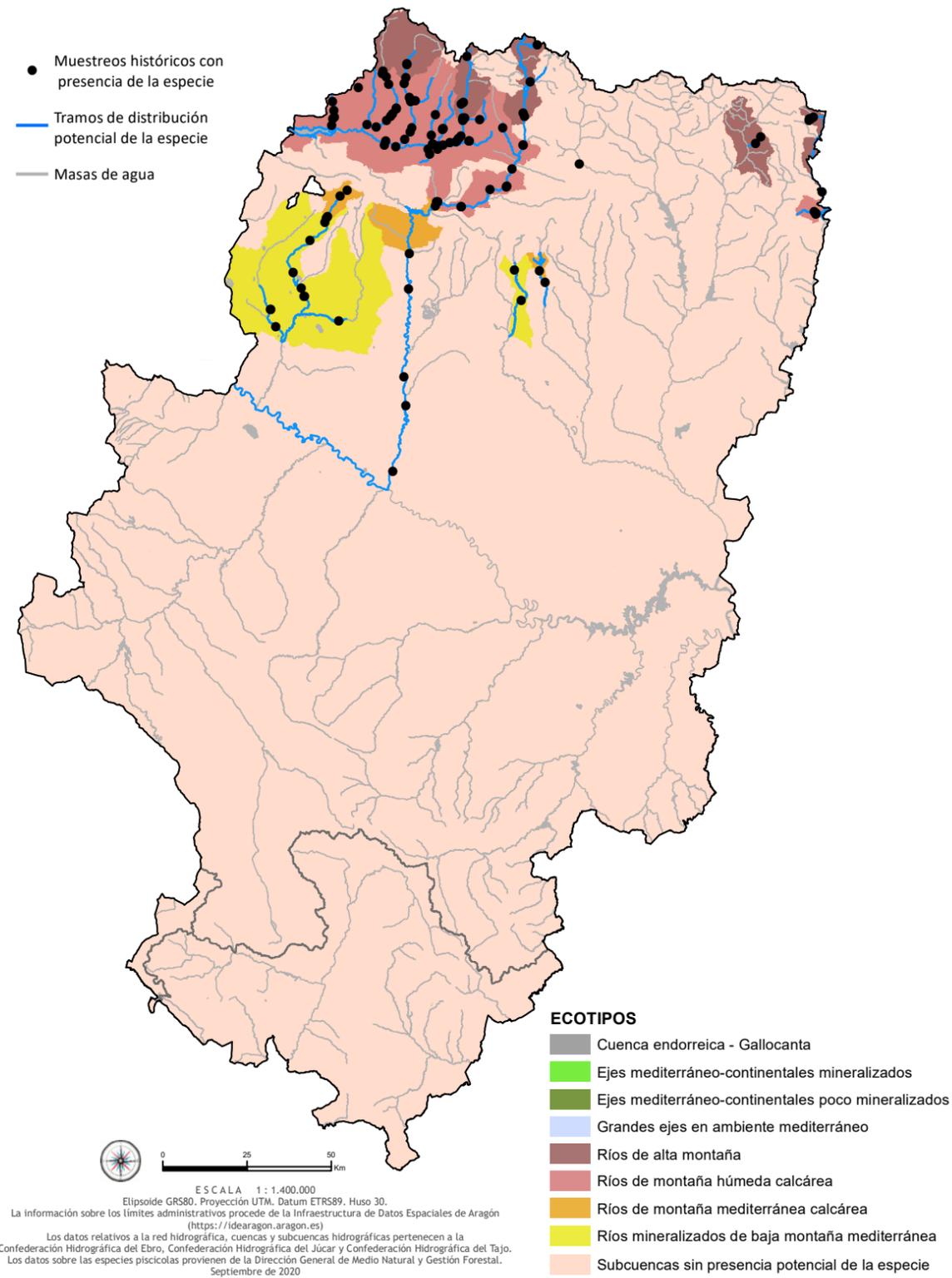
por provocar hibridaciones, o por la transmisión de enfermedades, entre otras. Esto puede estar también sucediendo en el caso de los puntos recién colonizados de la cuenca del Ebro, como ya ocurre en numerosos lagos de alta montaña del Pirineo (Elguea *et al.*, 2017).

La principal causa de esta expansión es su utilización como cebo vivo y para aumentar las presas disponibles para la trucha (Leunda *et al.*, 2017). Para esclarecer esta problemática, se requieren estudios genéticos que ayuden a dirimir si la procedencia de estos ejemplares coincide con las

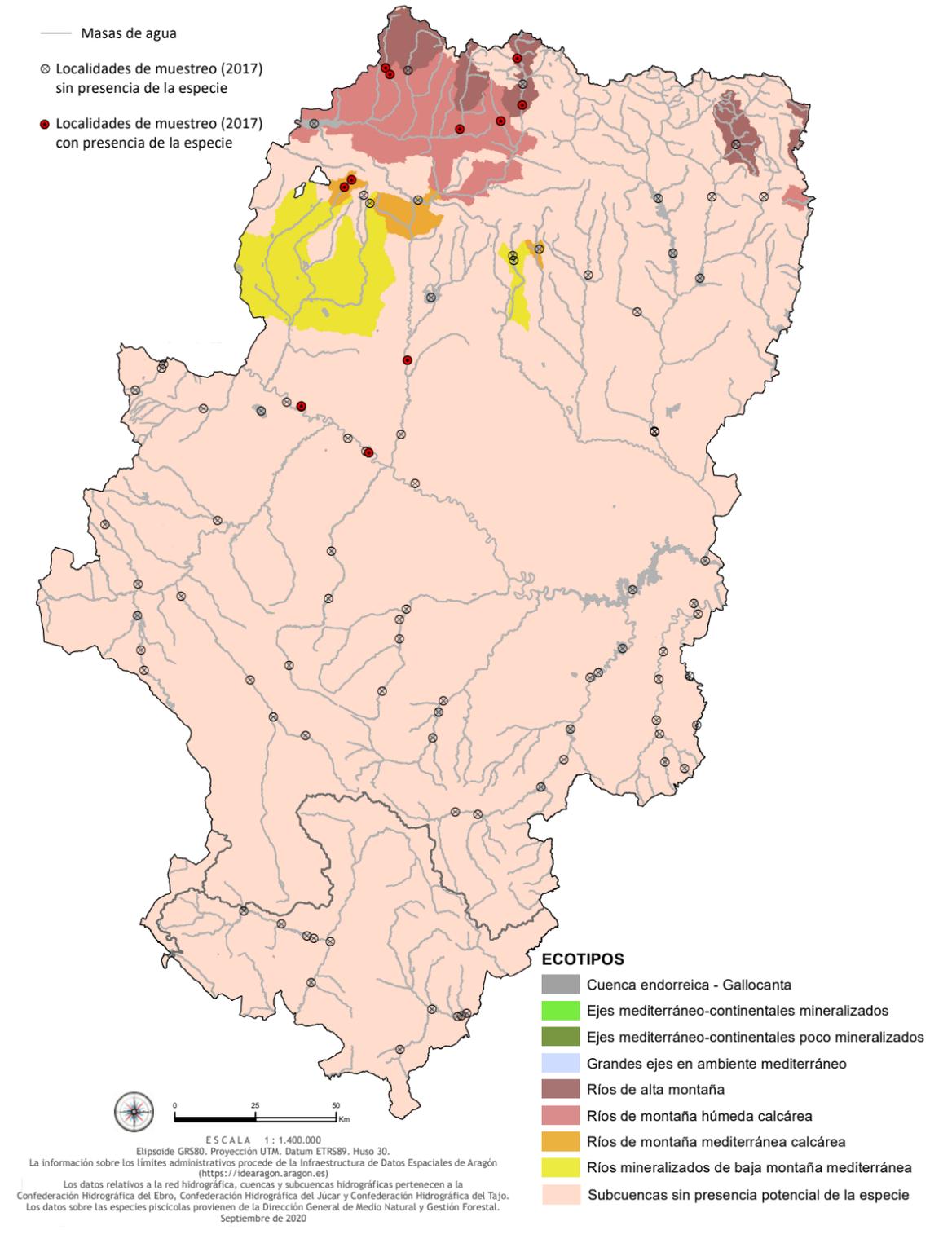
poblaciones históricas de la especie en Aragón.

Por otro lado, la migración que realiza la especie en época de reproducción aguas arriba buscando zonas con fondos gravosos y corriente moderada (Robles *et al.*, 2012) puede verse limitada en el territorio aragonés debido a la cantidad de obstáculos que interrumpen el flujo longitudinal de los cauces; además de presas, hay un gran número de azudes (Inventario CHE, 2010). Sería necesario un estudio más exhaustivo de la situación para determinar el nivel de impacto de estas perturbaciones, según las características de la especie y del obstáculo.

Mapa 28. Distribución potencial del piscardo (*Phoxinus bigerri*) en Aragón



Mapa 29. Distribución actual (2017) del piscardo (*Phoxinus bigerri*) en Aragón



Salaria fluviatilis (Asso, 1801). Pez fraile o blenio

Catalán: Bavosa de riu. Vasco: Ibai Kabuxa. Portugués: Caboz-de-água-doce.



Distribución potencial

El blenio prefiere aguas de corriente moderada, aunque es muy frecuente encontrarlo en acequias y balsas, siempre que disponga de fondos de piedras y gravas para realizar la puesta. Su presencia en balsas y acequias tiene una importancia primordial para su conservación, ya que actualmente parecen ser reservorios imprescindibles para esta especie: Sin embargo, actualmente el Gobierno de Aragón no cuenta con un seguimiento ni localización detallada de la ingente cantidad de estas infraestructuras hidráulicas que pueda servir para establecer una distribución potencial y precisa de la especie.

La información histórica disponible cita la presencia de la especie a lo largo del corredor del río Ebro y al menos en su principal canal asociado, el Canal Imperial. La existencia de

pocas citas y su referencia, en general, hacia individuos aislados, hace pensar a priori en una presencia actual discontinua en el territorio y con poblaciones escasas.

En el cauce principal del río Ebro se localizan aisladas a lo largo de todo su tramo aragonés y en balsas asociadas al mismo, hasta llegar a los embalses de Mequinenza (existen citas en el propio embalse, así como en el arroyo de la Valcuerna y el barranco de Liberola) y el embalse de Ribarroja (Fayón).

En los afluentes del Ebro, por su margen izquierda destaca la cuenca del río Cinca, en la que alcanza las cotas de mayor altitud (y más septentrionales de la especie) en algunos afluentes de montaña húmeda mediterránea de los ríos Cinca y Ara, que confluyen en el embalse de Mediano, aproximadamente hasta el

tramo fluvial del Cinca mediterráneo-continentales poco mineralizado de la localidad de Monzón. También se ha localizado en tramos bajos mineralizados de baja montaña mediterránea de los ríos Flumen, Vero y Alcanadre, así como en varios afluentes de este último, en tramos de montaña húmeda y montaña mediterránea.

Por la otra margen, en los afluentes del Ebro por su derecha se dispone en los tramos más bajos mineralizados de baja montaña mediterránea de los ríos Huerva, Guadalope y Matarraña. Además, y como ya se ha comentado, se ha localizado al blenio en infraestructuras de regadío (principalmente balsas de riego) asociadas a todos estos cauces, susceptibles de ser colonizadas siempre que exista una vía de comunicación adecuada (canal, acequia, bombeo, etc.). Existen evidencias de la especie en diferentes canales de regadío, al menos en el Canal del Flumen y el Canal de Monegros, que pueden estar desempeñando un importante papel en su dispersión y como reservorios, y que podrían explicar su distribución en algunas balsas de riego que no tienen conexión hi-

drológica más que con redes de transporte de agua para actividades agrícolas (por ejemplo, la balsa de Valfonda, en Tardienta). Estas citas no están recogidas en las bases de datos.

Recientemente, en muestreos realizados en los años 2018 y 2019 en el río Piedra aguas abajo de la Tranquera, se ha localizado una población consolidada de blenio que, a tenor de la ausencia total de citas históricas en la cuenca del Jalón, podría deberse a una traslocación deliberada o involuntaria de ejemplares que ha conseguido establecerse y prosperar. También en 2019, y en el marco de un estudio realizado para identificar el estado de las poblaciones del blenio en la cuenca del río Ebro (Sorellona, 2019), se ha localizado una buena población en el tramo bajo del río Arba. Ambas citas no se han considerado en el establecimiento de la distribución potencial del blenio en Aragón, pero se recomienda revisar su evolución en el tiempo y, de confirmar la permanencia de poblaciones estables en estos tramos, su inclusión como áreas potencialmente habitables por la especie.

Resultados de los muestreos piscícolas

Se han realizado 25 muestreos dentro del área potencial del blenio de río, y ha sido localizado en 6 de los realizados en 2017 (24%), 4 de ellos situados en embalses.

Los 2 únicos situados en masas de tipo río se localizan en el río Guadalope, cerca de su desembocadura, y en el río Matarraña en Nonaspe (aunque en realidad el muestreo se realiza en una zona embalsada por un azud, se asimila como masa de agua tipo río). Los embalses en los que se ha localizado son el de Mezalocha, La Sotonera, Ribarroja y Mequinenza. La especie ha sido localizada al menos en un muestreo de cada una de las cuencas que incluye su distribución potencial, pero en la de los ríos Ebro, Gállego, Cinca, Matarraña y Huerva sólo se ha encontrado en embalses.

En todas las estaciones donde se ha localizado el blenio en la revisión de los inventarios, la especie coexiste con EEI. El único muestreo realizado en una masa no modificada por un embalse es el que

presenta menor número de especies alóctonas (escardino, alburno y perca de río). En los embalses se han encontrado un mayor número de especies invasoras, muchas de ellas ictiófagas, presentando todos ellos, como mínimo, ejemplares de lucio, carpa, rutilo, y alburno, además de pez sol, perca americana, perca de río, gambusia, lucioperca, brema blanca, etc., según el caso.

De las 19 estaciones con ausencia de blenio situadas en cauces potenciales de la especie, todas menos una (el cauce del Alcanadre en Bierge) tienen presencia actual o histórica de EEI (95%). En los muestreos situados en el cauce del Ebro y en el tramo medio-bajo del Cinca hay una especial presencia de EEI; en todos ellos (7) se han capturado gambusia, siluro, alburno, carpa, carpín, y en 2 de ellos también rutilo. En los demás puntos situados en ríos (no modificados por embalses), el alburno, la carpa y la gambusia son las especies más frecuentes. En los embalses se repite la composición general de EEI antes descrita para los embalses con presencia actual de blenio.



Ejemplar de blenio capturado aguas abajo del embalse de la Tranquera, en el río Piedra (Foto: ©egines)

Presiones en las masas de agua

Las masas de agua donde se encuentra la especie presentan todo tipo de presiones en distintas combinaciones y, por lo general, con niveles de presión global medios. Los puntos situados en masas de tipo río están afectados por contaminación difusa, alteración de caudales naturales, presencia de EEI y, adicionalmente, por alteraciones morfológicas en el río Guadalupe y por contaminación puntual en Nonaspe. Todos los embalses sufren alteraciones morfológicas y contaminación difusa (salvo Las Torcas). Los embalses de Ribarroja y Mequinenza presentan el mayor nivel de presión, siendo los únicos con presión por contaminación difusa y presencia de "EEI no solo de peces".

Con respecto a las localidades con ausencia de la especie, situadas en tramos de distribución potencial, presentan un nivel medio-alto de presiones de forma general. Los puntos más afectados, aparte de los embalses, son los situados en el cauce del Ebro, donde todos presentan presiones altas por alteraciones morfológicas, contaminación difusa y presencia de "EEI no solo de peces", además de presiones bajas por alteración de caudales naturales. Los pun-

tos situados entre Sobradiel y Juslibol también presentan presiones altas por contaminación puntual. Los puntos situados en los ríos Matarraña y Guadalupe están sometidos a las mismas presiones que los muestreos con presencia de la especie. Destaca la localidad con mejor situación, en el cauce del río Alcanadre a la altura de Bierge, que solo presenta presión baja por alteraciones morfológicas. Todos los embalses están afectados por alteraciones de caudales naturales, morfológicas, y la mitad de ellos también por contaminación difusa.

Discusión

El blenio de río es la única especie catalogada en Aragón con la categoría de *En Peligro*. La especie está amenazada tanto por la presencia de especies exóticas en los ríos como por alteraciones de hábitat causadas por la construcción de infraestructuras hidráulicas (canalizaciones y presas), la contaminación por vertidos, extracciones de agua para consumo agrícola y de áridos, etc. (Doadrio, 2002). Además, es señalada por Maceda-Vega y De Sostoa (2011) como intolerante a la eutrofia y con tolerancia moderada frente a la conductividad y disminución de la calidad del hábitat. Todos estos

datos pueden reafirmar la preocupante situación en la que se encuentra.

Aun así, observando los resultados obtenidos, no se identifica claramente la relación entre la regresión del blenio de río con la existencia de presiones importantes en las masas de agua; de hecho, la especie se encuentra en localidades con un nivel de presión muy elevado, similar a la que sufren otras áreas donde no se encuentra, o incluso peor (por ejemplo, en Mequinenza y Ribarroja con respecto a los demás embalses). Además, es la única especie con mayor presencia en los muestreos actuales en embalses que en los situados en masas de agua tipo río. Por ello, al menos en el alcance de este trabajo, no se puede demostrar la relación entre las presiones que amenazan las poblaciones de la especie y su regresión. Sin embargo, la bibliografía afirma que determinadas presiones, normalmente muy localizadas, como la extracción de gravas, provocan serias reducciones de sus poblaciones (Côté *et al.*, 1999).

El blenio no muestra ningún patrón de distribución en función de la presencia de EEI, si bien donde no se ha capturado, éstas sí que están presentes. En todos los tramos donde ha sido localiza-

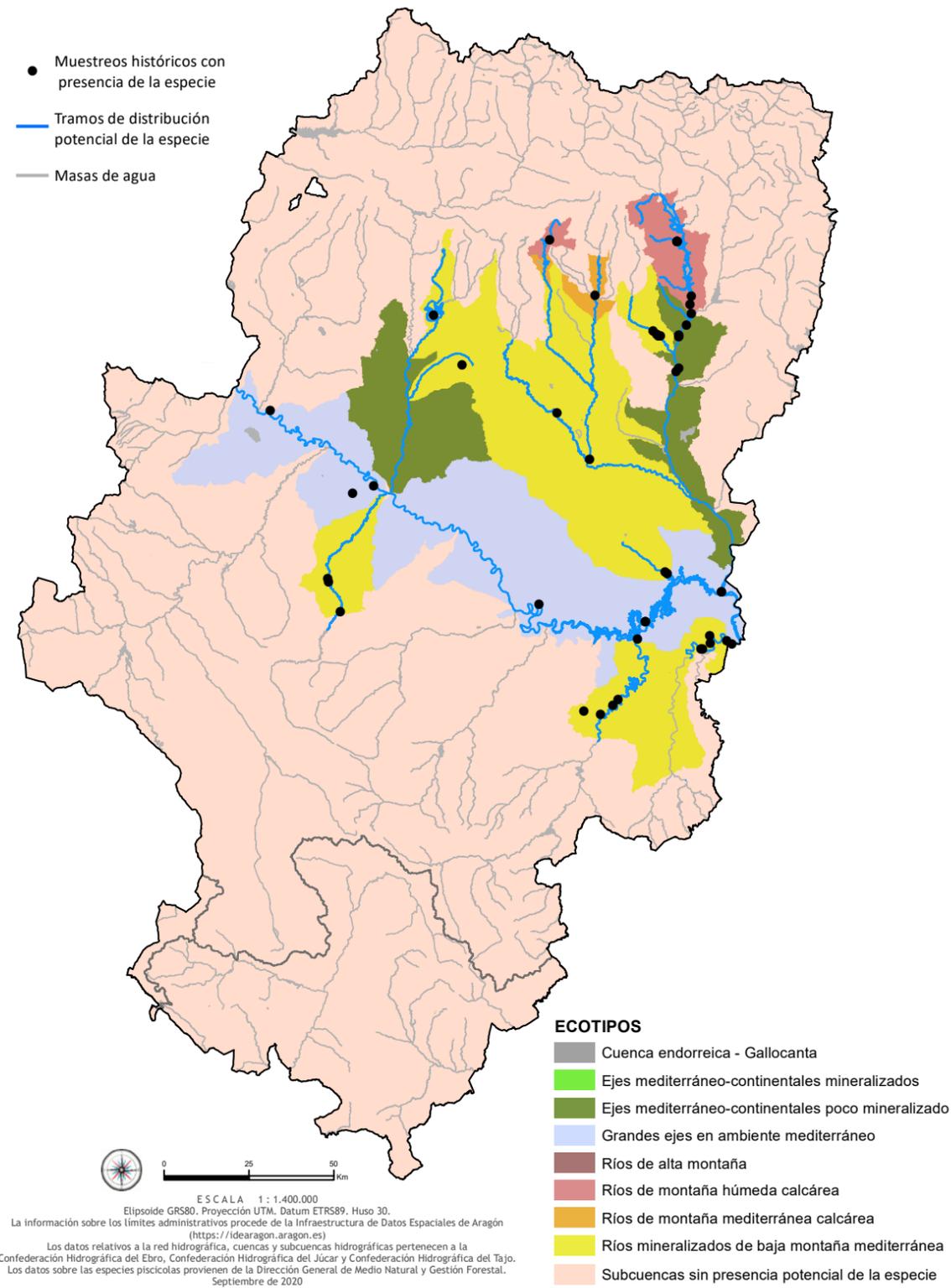
do convive con un número considerable de peces alóctonos, siendo muchos de ellos ictiófagos. Según Prenda y Mellado (1993), la especie parece tolerante a su presencia, lo que se volvió a poner en evidencia por el hecho de que fue la única especie autóctona que no desapareció del lago Banyoles (Cataluña) tras la introducción de más de 12 especies exóticas (García-Berthou y Moreno-Amich, 2000). Estos autores sugieren que esto se debe a las características ecológicas particulares del blenio, y también a su morfología críptica, de pequeño tamaño y preferencias bentónicas. Pese a esto, sí que se han publicado estudios en los que figura dentro de la dieta de especies exóticas como la perca americana y el lucio (Rodríguez, 2001; Elvira *et al.*, 1996).

En definitiva, parece que lo más determinante para la supervivencia del blenio es la existencia de un microhábitat óptimo para la freza y el refugio, formado por un lecho de piedras y con cierta corriente (Côté *et al.*, 1999). Éste puede estar presente aunque la masa de agua o tramo esté degradada y cohabite con un alto número de EEI, como en los embalses en los que ha sido localizado.

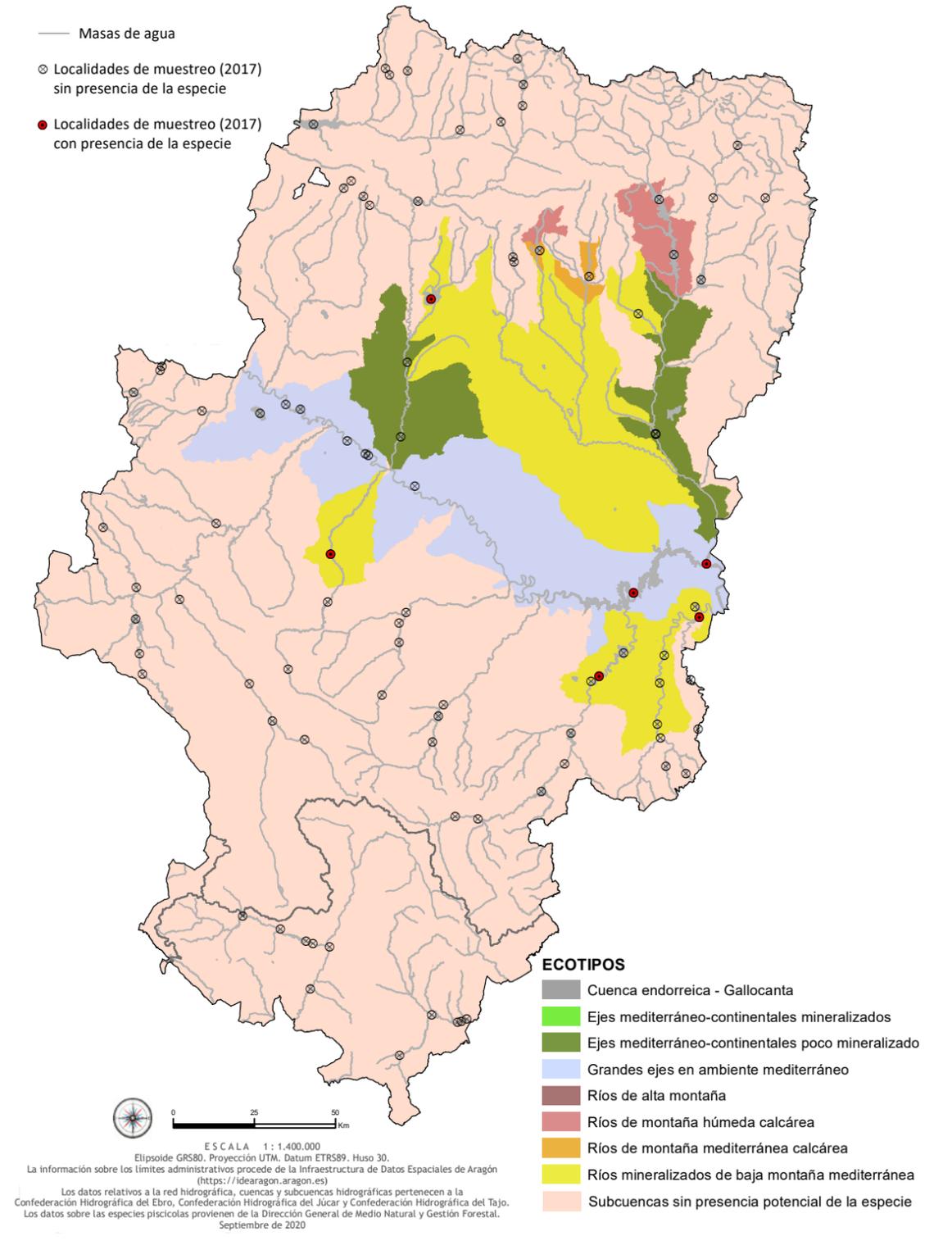


Ejemplares de blenio (Foto: ©jmarco)

Mapa 30. Distribución potencial del blenio de río (*Salaria fluviatilis*) en Aragón



Mapa 31. Distribución actual (2017) del blenio de río (*Salaria fluviatilis*) en Aragón



Salmo trutta (Linnaeus, 1758). Trucha común

CAragonés: Truita. Catalán: Truita. Gallego: Troita. Vasco: Amuarrain arruma. Portugués: Truta..



Distribución potencial

Autores como García y González (1988), de Sostoa (2002) y Granado (2002) coinciden en señalar como hábitat potencial de la trucha los tramos de montaña y cursos altos de los ríos de aguas frías y bien oxigenadas. También se ha observado que esta especie está asociada a los ríos menores de la red fluvial. Se asocia además a zonas en que las precipitaciones sobrepasan los 800 mm, es decir, zonas consideradas de precipitaciones fuertes y muy fuertes y temperaturas invernales extremadamente frías (Nieto *et al.*, 2006).

En Aragón se consideran como distribución potencial y óptima todos los ríos de alta montaña, siendo prácticamente la única especie piscícola que los habita. También se consideran hábitats potenciales los ríos de montaña húmeda mediterránea y montaña mediterránea pirenaica y prepirenaica, así como los ríos de montaña mediterránea calcárea del siste-

ma ibérico, tanto turolense como zaragozano, donde puede convivir con otras especies piscícolas.

Existe presencia de la trucha común, en menor densidad y de forma subóptima, en los ríos mineralizados de baja montaña mediterránea de ambas márgenes del río Ebro, así como de forma testimonial en el tramo principal mediterráneo-continental mineralizado del río Jalón hasta su confluencia con el río Aranda.

Se tiene también constancia de citas aisladas y esporádicas en tramos más bajos de los ríos de la margen izquierda de la cuenca del Ebro, pero no han sido incluidas por no considerarse hábitats potenciales para la especie. Además, es importante señalar que para definir su distribución existen importantes interferencias debidas a la repoblación histórica y continuada de los ríos con truchas, cuyo objetivo era la pesca deportiva.

Resultados de los muestreos piscícolas

En 2017 se realizaron 55 muestreos dentro del área potencial de la trucha común y ha sido localizado en 40 (72%), estando 4 de ellos situados en embalses.

Estos 40 muestreos con presencia de la especie confirman una distribución uniforme por los tramos más altos de todas las cuencas potenciales, salvo en la cuenca del Noguera Ribagorzana donde no se ha podido constatar por no haberse realizado en ella ningún muestreo. La trucha se encuentra en el 90% de los puntos de muestreo situados en tramos no alterados por embalses, a excepción del tramo medio-bajo del Matarraña y el río Piedra. Los embalses donde se ha localizado son Yesa, Búbal, Las Torcas y Barasona. Fuera de su distribución potencial, se localizó un individuo en el tramo medio-bajo del Gállego (Ontinar de Salz), y en el río Queiles a la altura de Novallas se vio una trucha, pero no se capturó.

La trucha coexiste en el 30% de las estaciones muestreadas con peces invasores, correspondiendo a todos los embalses en los que la especie se ha localizado más el 15%, aproximadamente, de los puntos situados en ríos, donde la EEI más frecuente ha sido la trucha arcoíris, especialmente presente en los cauces del Turia y Mijares.

En los 4 embalses con presencia de la especie hay un número relativamente bajo de peces alóctonos, en comparación con otros embalses. Las especies más frecuentes son la carpa, el alburno y la perca americana, en Yesa y Las Torcas. En Búbal solo hay presencia de carpa. En el caso de los puntos situados en ríos en los que la trucha convive con EEI, se localizan en el Turia, donde se ha capturado históricamente trucha arcoíris (en 2 de las 6 estaciones con presencia de trucha común); en el río Mijares aguas arriba del embalse de los Toranes (trucha arcoíris y perca americana); en la cabecera del Guadalope, aguas abajo del embalse de Aliaga (carpín, pero se trata una cita muy aislada); en el tramo alto del río Flumen aguas arriba del embalse de Montearagón (trucha arcoíris); y en el Gállego a la altura de Ontinar de Salz (alburno y perca americana).

De las 15 estaciones situadas en cauces potenciales de la especie donde no se encontró trucha común, sólo en 2 de ellas no existen evidencias de presencia de especies alóctonas (en el río Queiles,

aguas arriba del azud de Novallas, y en el embalse de Lanuza). El resto de las estaciones sin trucha, pero con EEI, se sitúan por lo general en tramos de menor altitud respecto a los tramos con presencia actual de la especie y en embalses (11 de las estaciones). Las especies piscícolas exóticas más frecuentes en ellos son el alburno, la carpa y la perca americana; en menor medida el rutilo y la lucioperca. En las estaciones situadas en el río Piedra, aguas arriba del embalse de la Tranquera, se ha localizado trucha arcoíris (y perca americana en un muestreo de 2002). En las del río Matarraña ha sido localizada la gambusia en los muestreos de 2017 y trucha arcoíris en uno de ellos, en un muestreo del año 2003.

Presiones en las masas de agua

Las masas de agua donde la trucha se encuentra presente evidencian todo tipo de presiones y en distintas combinaciones. En los ríos no se aprecia un patrón claro de asociación de presiones, a parte de una nula o baja presión por "EEI no solo de peces". Por su parte, todos los embalses donde se ha localizado la especie se encuentran afectados por alteración de los caudales naturales, además de por otras, destacando Búbal como el único con presión por contaminación y por presencia de "EEI no solo de peces".

Los puntos con ausencia de la trucha situados en tramos de distribución potencial presentan, por lo general, un nivel medio-alto de presiones. Los situados en el cauce del río Piedra presentan un nivel alto de presión global, por la combinación de presión por contaminación puntual, difusa, alteración de caudales naturales y "EEI no solo de peces". En el río Matarraña ambos puntos están afectados por una presión global media, resultante de la contaminación puntual y difusa, y por alteraciones morfológicas de los cauces y de los caudales naturales.

En todos los embalses se producen presiones por alteraciones morfológicas y la alteración en sus caudales naturales, así como evidencias de contaminación difusa en 3 de ellos. En general, estos embalses tampoco sufren en su mayoría presión por presencia de "EEI no solo de peces" (sólo 2 de 8).

Discusión

La trucha común presenta un porcentaje de presencia bastante elevado sobre el total de puntos de muestreo situados en sus tramos de distribución potencial. En la cuenca del río Ebro se encuentra presente en la mayoría de los cursos altos, aunque sus poblaciones han disminuido considerablemente (CHE 2011). Los principales factores de amenaza sobre esta especie, según Alonso *et al.* (2010), son la introgresión genética procedente de ejemplares de repoblación, la pesca deportiva, la introducción de especies ictiófagas como el lucio, la alteración del hábitat fluvial por obras hidráulicas y su impacto en el régimen natural de caudales, y la contaminación química por vertidos. Debido a su alta situación en la cadena trófica, pueden verse más afectadas por las perturbaciones (O'Connor *et al.*, 2013), como por ejemplo debido a la bioacumulación de sustancias, como metales pesados (Legorburu *et al.*, 1988). Según los datos extraídos del análisis de las alteraciones que sufren las masas de agua donde habita, estas presiones existen y son claros factores de amenaza para la especie, pero

su magnitud es, en general, menor que en tramos medios-bajos de los ríos donde la especie ya no se distribuye naturalmente (CHE, 2015).

En el tramo más bajo del cauce potencial del río Matarraña, la ausencia de trucha común no puede ser relacionada con los datos de capturas históricas de trucha arcoíris, pero sí que puede ser un factor importante la presencia de gambusia, por la alteración del hábitat que produce esta especie y la posibilidad de depredación directa de sus puestas (Moreno *et al.*, 2017). Así mismo, hay que tener en cuenta que la trucha encuentra su hábitat óptimo en zonas de cabecera, por lo que las densidades de sus poblaciones tenderán a descender conforme nos alejamos de los tramos altos de los ríos. También que las presiones en dicho tramo son varias y cabe esperar que estén afectándole, tanto en cuanto la trucha es una de las especies más intolerantes a aumentos de la conductividad, eutrofia y calidad de hábitat, según Maceda-Vega y De Sostoa (2011).

La presencia de trucha común en 4 embalses (un 25 % de los situados en tramos de distribución potencial) puede deberse a introducciones



Ejemplar de trucha común de origen centroeuropeo capturada en el Barranco Hondo, cabecera del río Guadalaviar (Foto: ©egines)



Ejemplar de trucha común capturada en el río Matarraña (Foto: ©jguerrero)

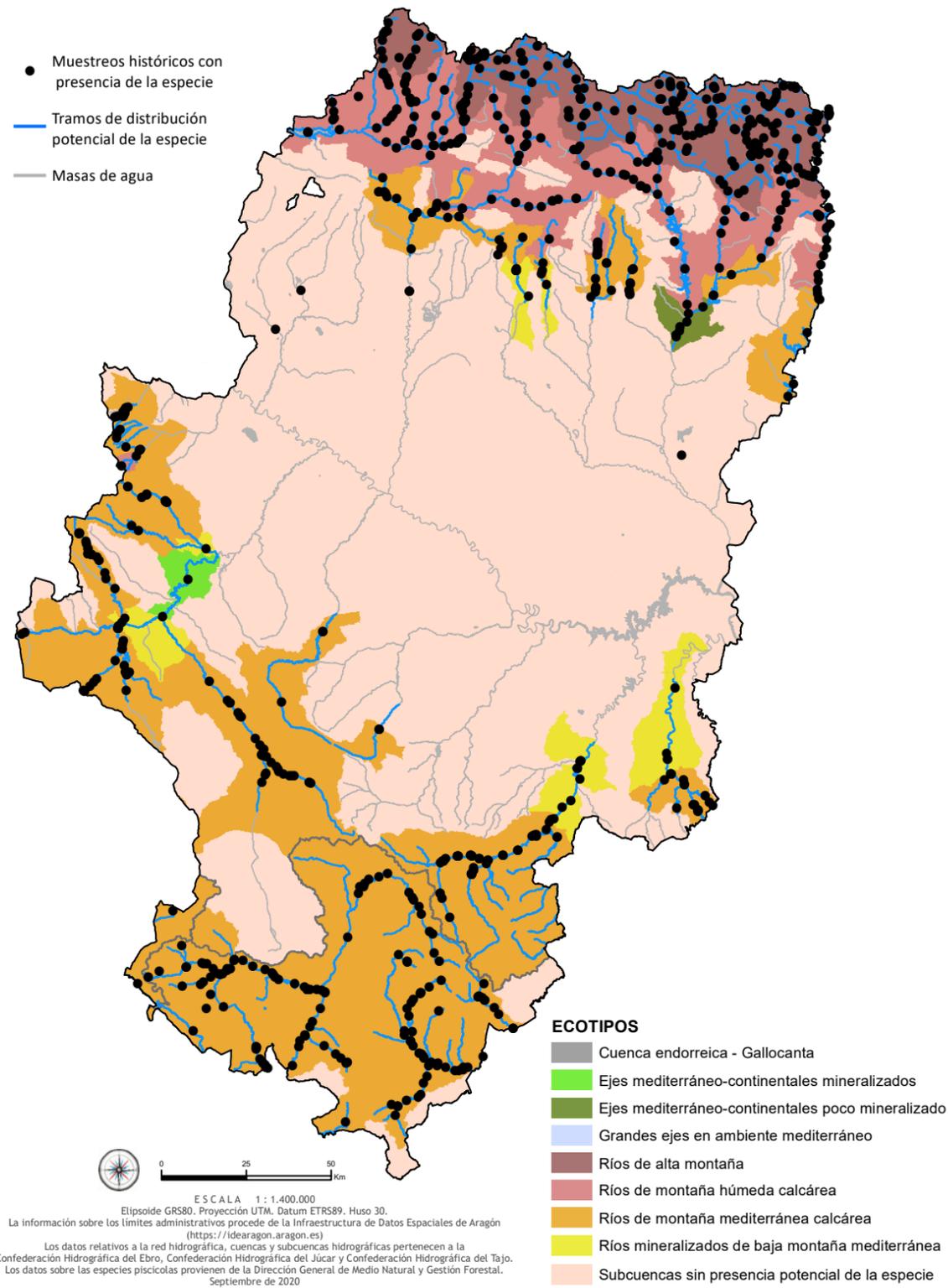
recientes de la especie dado su interés para la pesca. La trucha, siendo una especie tan exigente en sus condiciones de hábitat, tiene grandes dificultades para sobrevivir en esas masas de agua tan alteradas, además de necesitar realizar la freza en tramos fluviales pequeños de aguas corrientes y frías.

Otra especie que puede ser una amenaza para las poblaciones de trucha común es el piscardio, sobre todo bajo condiciones de recursos tróficos limitados, como ha sido estudiado en el caso del piscardio común o euroasiático *Phoxinus phoxinus* (Oscos *et al.*, 2010). En numerosas ocasiones, esta especie adquiere un carácter invasor por sus continuas traslocaciones y capacidad de colonizar nuevos hábitats (Leunda, 2010).

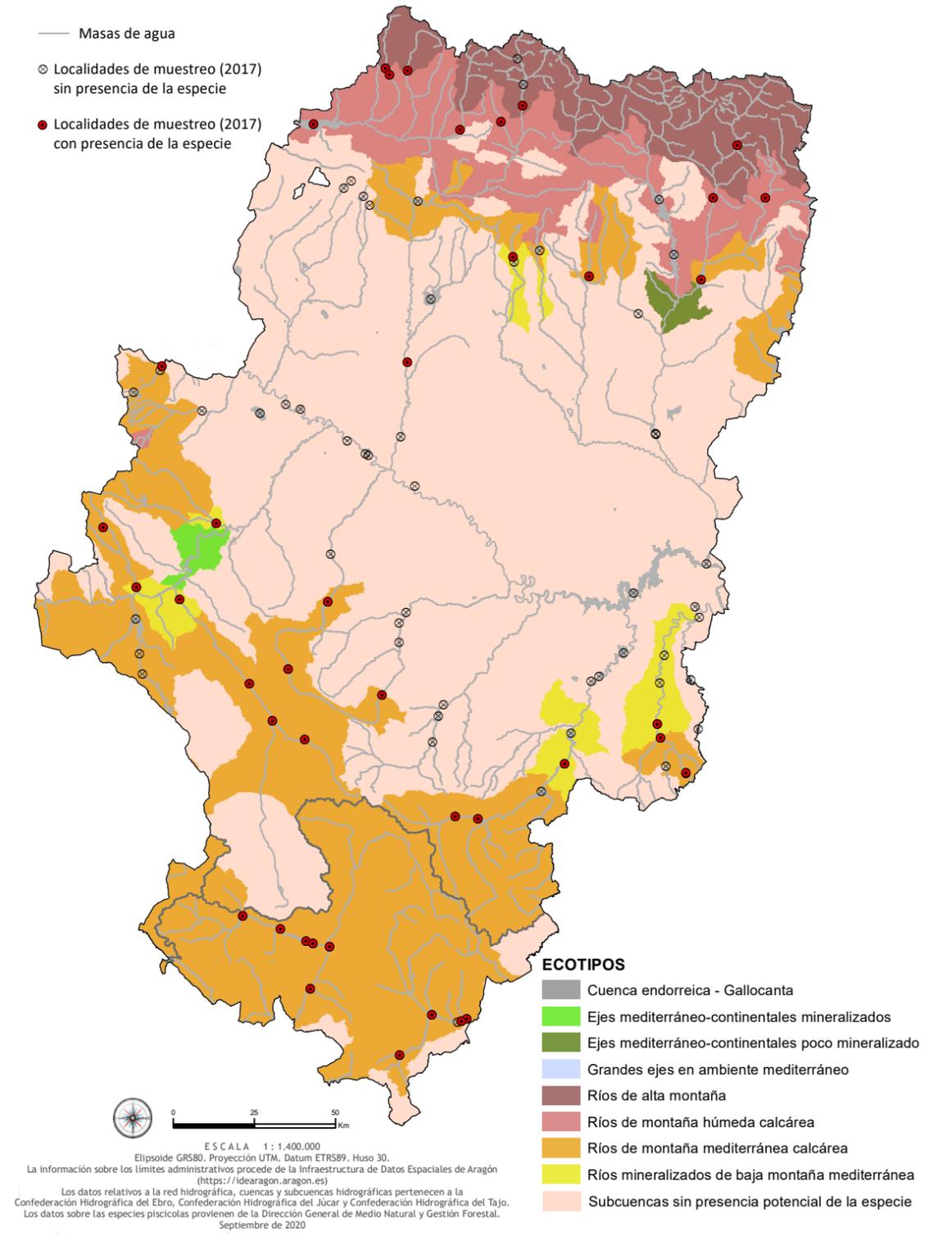
Las poblaciones de trucha común de Aragón pertenecen al tipo no migrador, que puede completar su ciclo vital sin llegar al mar como realizan las poblaciones de la cordillera cantábrica y Gali-

cia. Sin embargo, resulta imprescindible que realice cortas migraciones reproductoras en tramos altos (Doadrio, 2002), por lo que las barreras hidrogeomorfológicas artificiales han supuesto un factor muy importante de regresión para esta especie, aunque de menor magnitud a lo expuesto para la anguila. Como ya se ha comentado, estas poblaciones se han visto afectadas por introgresión genética a causa de numerosas repoblaciones realizadas en el pasado siglo con ejemplares procedentes de otras zonas de Europa (Cagigas *et al.*, 2002). Para paliar este problema, actualmente el Gobierno de Aragón realiza estas repoblaciones con huevos embrionados de líneas autóctonas diferenciadas por cuencas hidrográficas, usando las llamadas cajas Vibert (cubos cerrados con rendijas en las paredes, de un tamaño que impide que los alevines puedan salir los primeros días después de la eclosión) (A., 2018). Aun así, pocas poblaciones mantienen el "pool" genético intacto.

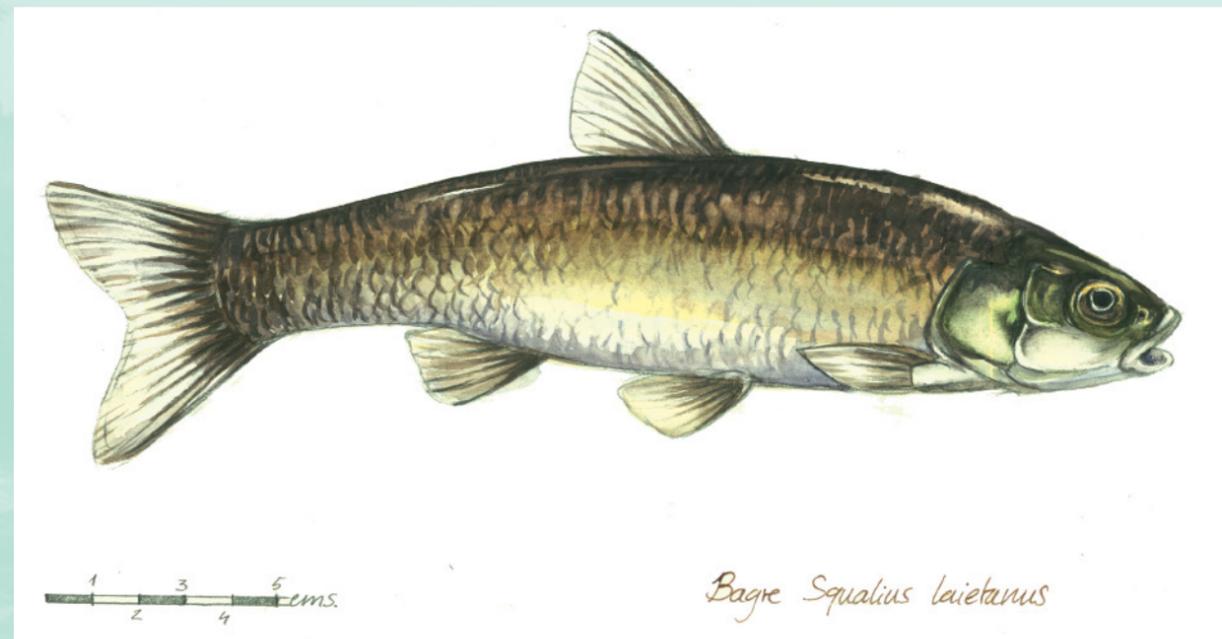
Mapa 32. Distribución potencial de la trucha (*Salmo trutta*) en Aragón



Mapa 33. Distribución actual (2017) de la trucha (*Salmo trutta*) en Aragón



Squalius laietanus (Doadrio, Kottelat y Sostoa, 2007). Bagre



Distribución potencial

Especie endémica de España y del Sur de Francia y que en la cuenca del Ebro se encuentra sólo en tramos bajos.

Las localizaciones históricas del bagre en Aragón se restringen al tramo medio y bajo del río Cinca, así como en su afluente Alcanadre, a la práctica totalidad de la cuenca del río Matarraña (donde es muy abundante), en los tramos medios y bajos del río Noguera Ribagorzana y más esporádicamente en el río Martín.

En el año 2017 fueron capturados 3 ejemplares en el Galacho de la Alfranca mediante pesca con trasmallo. Esta cita es la primera que se tiene en el eje principal del Ebro y está significativamente alejada de las localizaciones ha-

bituales de la especie. Como no se ha podido esclarecer el origen de estos ejemplares (que podrían tratarse de traslocaciones), sólo se ha considerado hábitat potencial el tramo del cauce del Ebro que sirve de eje central entre los demás tramos potenciales, pero con claras reservas. Dichos tramos se corresponden con diversos ecotipos; ríos mineralizados de baja montaña mediterránea (ríos Matarraña, Alcanadre y Martín), ejes mediterráneo-continentales poco mineralizados (río Cinca), ríos de montaña mediterránea calcárea (tramo bajo del río Noguera Ribagorzana) y ya como límite superior, ríos de montaña húmeda calcárea (tramos medios de los ríos Cinca y Noguera Ribagorzana).

Resultados de los muestreos piscícolas

Se han realizado 15 muestreos dentro del área potencial del bagre, y ha sido localizado en 7 (46%), 6 localizados en ríos y 1 en el embalse de El Grado.

Estos 7 puntos se encuentran distribuidos por todas las cuencas potenciales establecidas para la especie, salvo en la del río Noguera Ribagorzana, en la del río Alcanadre y en el tramo final del río Martín, donde no se han realizado muestreos. En la cuenca del río Cinca se ha localizado sólo a la altura de Alcolea de Cinca, aparte de en el embalse de El Grado. La cuenca con mayor presencia actual de la especie es la del Matarraña, donde de 8 muestreos realizados en tramos de distribución potencial, ha sido localizada en 4. Fuera de su distribución potencial, la especie ha sido localizada en 2017 en el Galacho de la Alfranca, como ya se ha indicado.

El 100% de los 7 muestreos con presencia actual de bagre tiene presencia de EEI. En el cauce del Matarraña todas las estaciones cuentan con la presencia de gambusia, y en 2 de ellas fueron capturadas en 2003 otras EEI: trucha arcoíris en Maella, carpa, alburno y escardino a la altura de Nonaspe. En el río Algars la única especie capturada ha sido el pez gato. También en 1 de los 2 muestreos situados en el Cinca hay un alto número de EEI: gambusia, carpa, alburno, rutilo, carpín y siluro, mientras que en el otro sólo hay siluro. En el embalse de El Grado, las especies presentes en el estudio censal de 2017 han sido alburno, rutilo, perca americana, pez sol, escardino y lucioperca.

De los 7 muestreos dentro de tramos de distribución potencial donde la especie es ausente, en 4 de ellos han sido localizadas EEI (57%). Todos ellos son embalses, donde las EEI son abundantes, sobre todo en Ribarroja y Mequinzenza, predominando la carpa, el alburno, el rutilo, el escardino, la lucioperca, el siluro, la perca americana, el pez sol, etc. En el azud de Nonaspe solo se ha localizado perca americana, pero se realizó únicamente pesca de orilla. Los otros 3 muestreos son los únicos que corresponden a masas de agua tipo río, todo ellos correspondientes a tramos altos de la cuenca del Matarraña.

Presiones en las masas de agua

Se aprecia una presión global media-alta en las estaciones donde se ha localizado la especie, afectadas por contaminación difusa y alteración de caudales naturales. El punto situado en el cauce del Cinca muestra además presencia de "EEI no solo de peces", así como los 2 muestreos del río Matarraña más cercanos a su desembocadura. Además de estas presiones, en la cuenca del Matarraña todos los puntos de muestreo están sometidos a presión por alteraciones morfológicas (salvo el más cercano a la desembocadura) y contaminación puntual.

En los puntos con ausencia de la especie situados en tramos de distribución potencial también intervienen todo tipo de presiones. En los situados en la cabecera del río Matarraña existen presión por alteraciones de caudales naturales, contaminación difusa y puntual, y por alteraciones morfológicas; salvo en el río Algars, que solo está afectado por alteraciones morfológicas y contaminación difusa. En los demás puntos, todos en embalses, las presiones más significativas son debidas a alteraciones de caudales naturales, morfológicas y la presencia de EEI.

Discusión

El bagre se encuentra amenazado por la introducción de peces exóticos invasores, sobre todo ictiófagos (como pez sol, pez gato, perca americana, siluro o lucio), por alteraciones de hábitat causadas por la construcción de infraestructuras hidráulicas como canalizaciones y presas, por contaminación por vertidos, por extracciones de agua y áridos, etc. (Doadrio, 2002). El cauce del Ebro –una de las masas de agua de la cuenca con peor estado ecológico, según la CHE (2015)– y tramos bajos de sus afluentes son tramos especialmente alterados. Aun así, la especie muestra cierta tolerancia frente a estas perturbaciones y es capaz de habitarlos, lo que coincide con los resultados de Maceda-Vega y De Sostoa (2011), que señalan que el bagre es tolerante a cambios en la conductividad, a la eutrofia y muestra tolerancia media frente a empeoramiento de la calidad del hábitat. La alta conductividad provocada por muchas de estas presiones parece afectar sobre todo a especies no bentónicas (como el bagre, que concretamente es euritópica) frente a las bentónicas,



Ejemplar de bagre capturado en el río Cinca
(Foto: ©egines)

sobre todo en condiciones de escasez de agua (Maceda-Veiga *et al.*, 2018).

En su relación con las EEI ocurre algo paradójico, ya que éstas están presentes en todos los muestreos donde el bagre fue localizado en la revisión de su distribución, pero no tienen presencia actual ni histórica en los 3 únicos puntos de muestreo donde la especie no ha sido localizada. Esto puede explicarse porque son localidades de tramos altos, 2 de ellas pertenecientes al ecotipo montaña mediterránea calcárea. En estos tramos las EEI tienen mayores dificultades para establecerse, debido a que, en ausencia de regulación fluvial, las condiciones ecológicas extremas de los ríos mediterráneos exigen potentes mecanismos adaptativos para soportarlas (Prenda *et al.*, 2006). En la cuenca del Matarraña, todos los muestreos con presencia de la especie están situados en ríos (no embalsados), donde el número de EEI es bajo y éstas son en su mayoría no ictiófagas (actualmente solo gambusia), lo que puede ofrecer una explicación a la elevada

coexistencia del bagre con EEI. El río Algars supone una excepción ya que en su cauce se ha capturado pez gato, que puede depredar sobre peces pequeños (Doadrio, 2002); sin embargo, se desconoce su relación concreta con el bagre. En los embalses, la especie ha sido capturada en 1 de 4 embalses situados en tramos de distribución potencial, lo que se explica por la exclusión provocada por las numerosas especies exóticas sobre la fauna nativa y la fuerte alteración del hábitat (Elvira, 1998; García de Jalón, 2008), a pesar de la apreciable tolerancia del bagre, antes comentada.

En puntos de muestreo cercanos a las 3 estaciones sin presencia actual de EEI ni de bagre, ésta ha sido muestreada históricamente en numerosas ocasiones, por última vez en 2010, y resulta preocupante que no haya estado presente en ninguno de los 3. Esto puede ser debido a las altas presiones que afectan a estos tramos, sobre todo al punto situado en el Azud de la Fresneda, que sufre la mayor presión global de toda la cuenca.

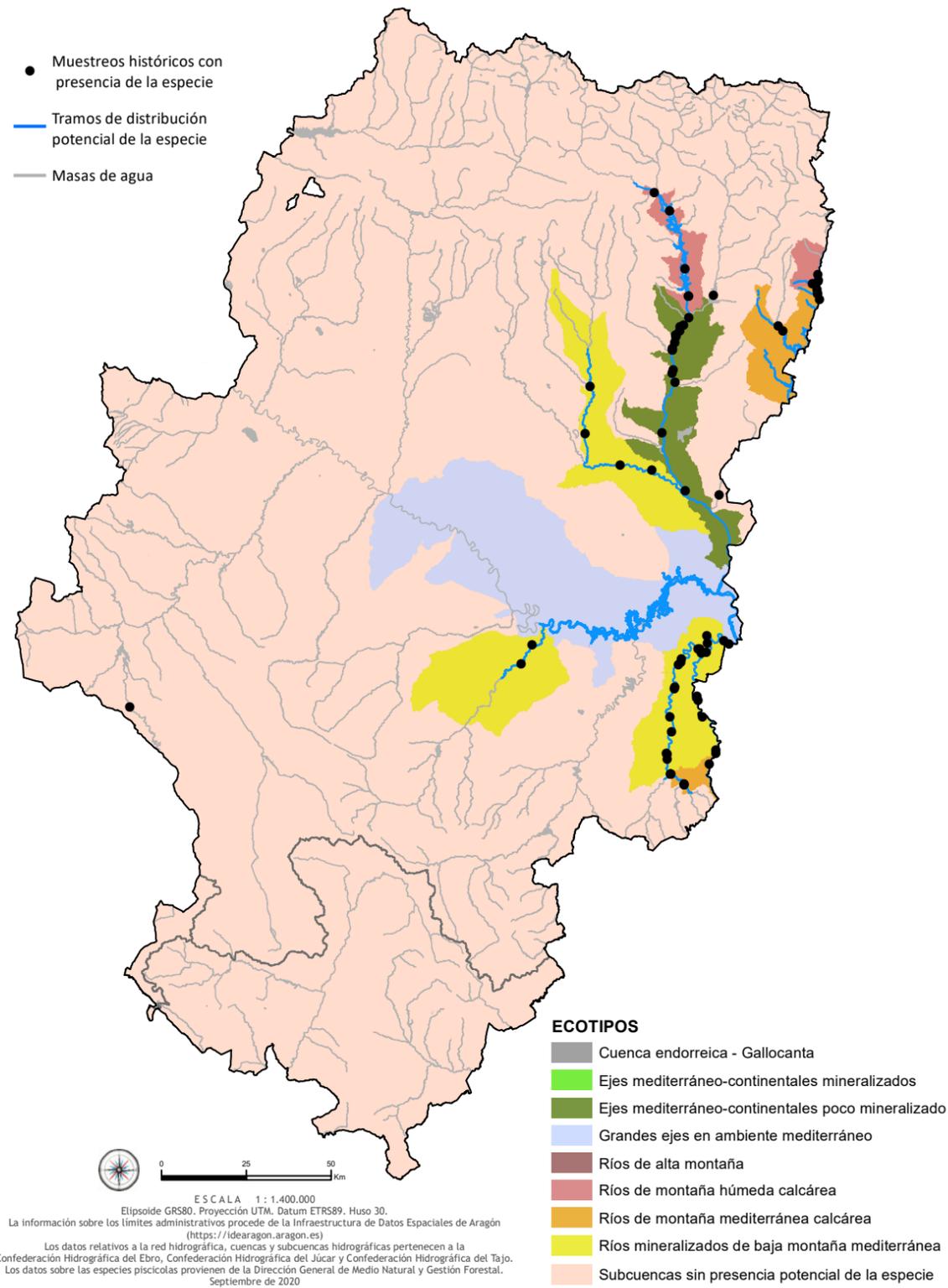


El río Matarraña en el Parrizal (Foto: ©egines)

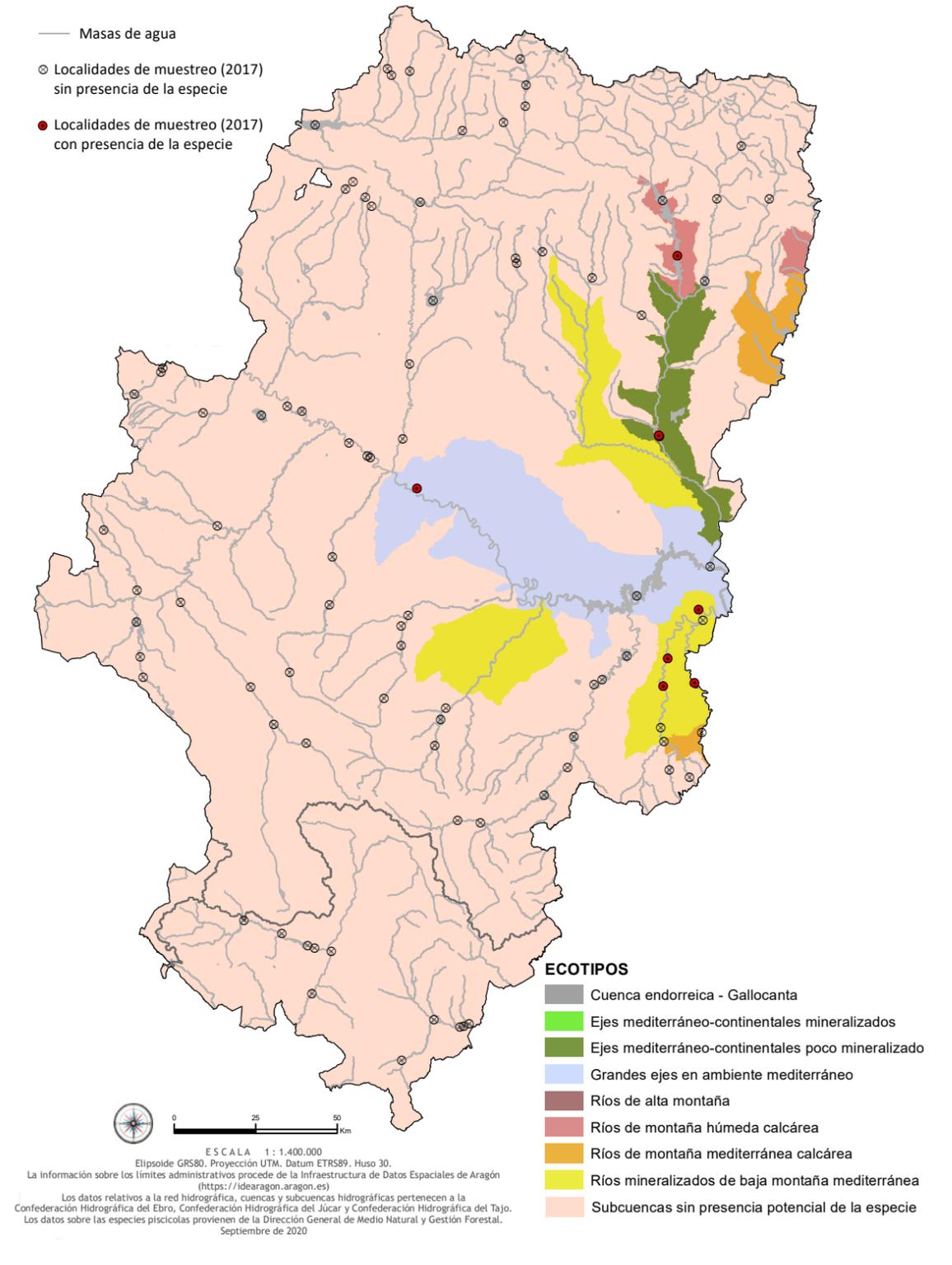


Ejemplar de bagre
(*Squalius laietanus*)
capturado en el río
Matarraña
(Foto: ©jsanz)

Mapa 34. Distribución potencial del bagre (*Squalius laietanus*) en Aragón



Mapa 35. Distribución actual (2017) del bagre (*Squalius laietanus*) en Aragón



Squalius pyrenaicus (Günther, 1868). Cacho

Vasco: Hegoaldeko katxoa / Zaparda Portugués: Escalo do sul



Distribución potencial

El cacho vive en una gran variedad de medios y hábitats, aunque prefiere aguas profundas. La existencia de esta especie en Aragón es absolutamente testimonial y solo ha sido capturado históricamente en un tramo de montaña calcárea del río Piedra, aguas arriba del embalse de la Tranquera, por lo que se encuentra totalmente aislada de cualquier otra población de cacho peninsular.

Analizando los resultados históricos de capturas de cacho a lo largo del río Piedra, éstas siempre se realizaron aguas arriba del embalse de la Tranquera y, aunque no se haya capturado en todas las estaciones de mues-

treo, es razonable pensar que se distribuía a lo largo de este río desde su cabecera hasta el citado embalse (Ginés *et al.*, 2015).

Las densidades obtenidas para esta especie, salvo en el año 2009 en la estación de Lugar Nuevo, nunca han sido muy elevadas.

Originalmente, las poblaciones del río Piedra se identificaron como bagre (*Squalius cephalus*), pero posteriormente fueron reconocidas -junto a una población del río Baias en Álava- como una población relictas de *Squalius pyrenaicus* en la cuenca del río Ebro, siendo las poblaciones más próximas las de las cuencas del Júcar y Tajo.

Resultados de los muestreos piscícolas

Se han realizado 2 muestreos dentro del área potencial del cacho, y no ha sido localizado en ninguno de ellos. En estos 2 puntos ha sido capturada trucha arcoíris en alguna ocasión, siendo en uno de ellos durante los muestreos de 2017 (a la altura de Cimballa donde existe una piscifactoría de engorde de esta especie y existe constancia de escapes de ejemplares al medio natural de forma continuada), en el que también fue capturada en 2002 la perca americana.

Presiones en las masas de agua

En los tramos donde se han realizado los muestreos la presión global es alta. Ambas estaciones presentan una presión media-alta por alteración de caudales naturales, contaminación puntual y difusa y por presencia de EEI.

Discusión

La situación de la población de esta especie (endémica para la península ibérica) en el río Piedra es preocupante. Esta población no ha sido considerada en ninguna categoría de amenaza, ni de la IUCN, ni en los catálogos estatal o autonómico. Sin embargo, la UICN sí que incluye como *Vulnerables* las poblaciones de las cuencas de los ríos Tajo, Júcar y Matarraña -aunque en ésta puede haber sido introducido artificialmente, según Doadrio (2002)-. Cabe señalar que en este último cauce no se conoce ninguna cita histórica de la especie.

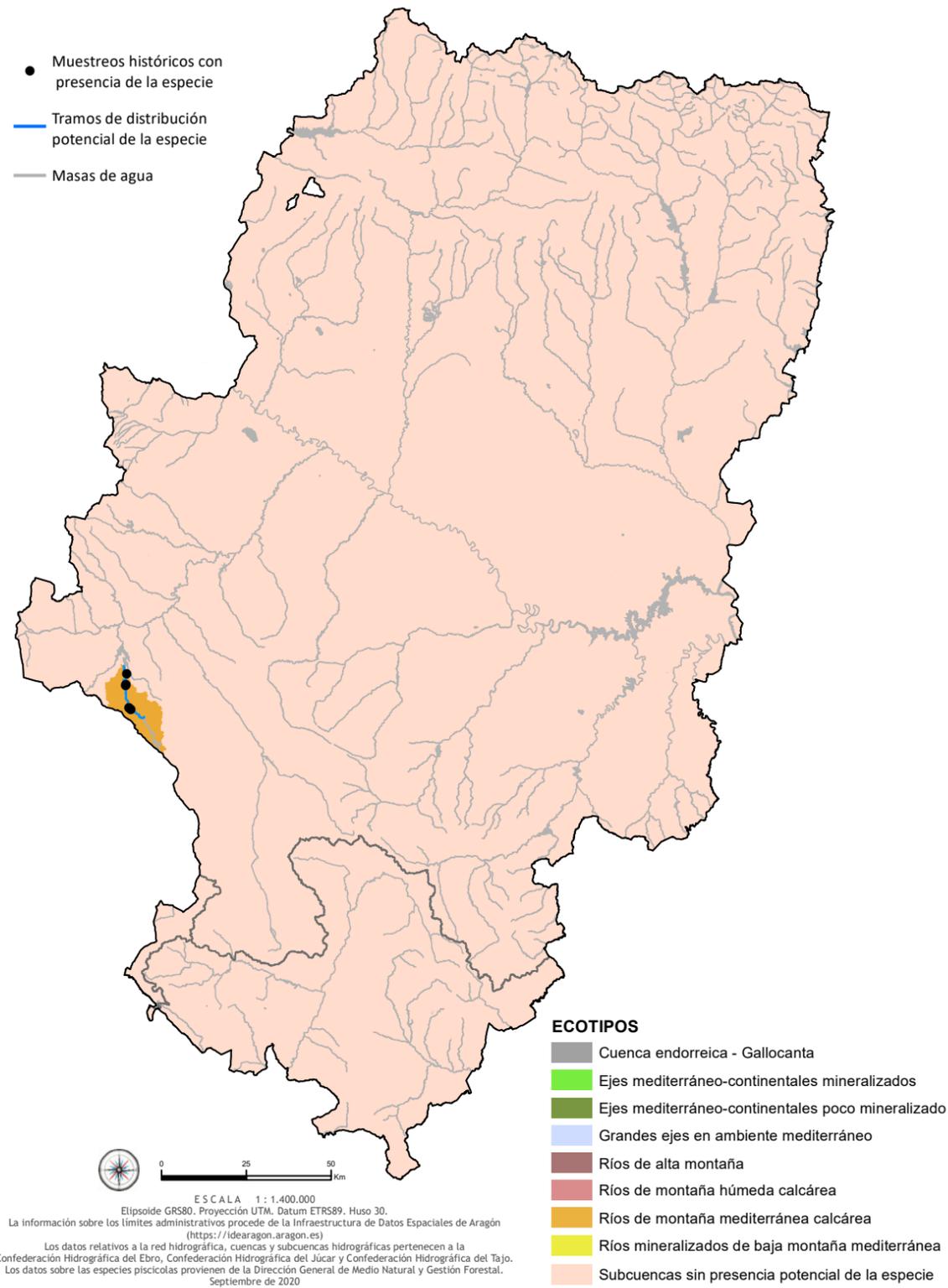
Una de sus principales amenazas es la introducción de peces invasores, sobre todo ictiófagos (como pez sol, pez gato, perca americana, siluro o lucio). Probablemente también existen interacciones con el pez sol al competir por el mismo hábitat y recursos (Almeida y Grossman, 2012). También supone una amenaza para la especie la alteración de su hábitat a consecuencia de la construcción de infraestructuras hidráulicas como canalizaciones y presas, la contaminación por vertidos, las extracciones de agua y áridos, etc. (Doadrio, 2002).

Como se ha descrito en los resultados, el cauce del río Piedra está sometido a altas presiones de diversa índole, que pueden ser la causa de la ausencia del cacho. Concretamente, el río Piedra sufre presión alta por vertidos industriales, por usos agrícolas e importantes extracciones de agua, lo que puede provocar un aumento en la conductividad y que junto con un caudal bajo parece afectar más a las especies pelágicas, como el cacho, que a las bentónicas (Maceda-Veiga *et al.*, 2018). Con respecto a la introducción de especies exóticas, la perca americana es una de las especies que pueden influir negativamente sobre las poblaciones de cacho (Doadrio, 2002). También puede suponer una amenaza la trucha arcoíris, que, a pesar de tener poblaciones en general no naturalizadas (Guerrero y Jarne, 2014), es también una especie depredadora (Doadrio, 2002), y puede además ejercer competencia por el alimento (Oscoz, 2000; Doadrio, 2002).



Ejemplar de cacho capturado en el río Piedra (Foto: ©egines)

Mapa 36. Distribución potencial del cacho (*Squalius pyrenaicus*) en Aragón



Mapa 37. Distribución actual (2017) del cacho (*Squalius pyrenaicus*) en Aragón



***Squalius valentinus* (Doadrio y Carmona, 2006). Cacho del Mediterráneo**

Valencia: cachuelo valenciano

**Discusión**

El cacho del mediterráneo se encuentra amenazado por alteraciones de hábitat causadas por la construcción de infraestructuras hidráulicas como canalizaciones y presas, contaminación por vertidos, extracciones de agua y áridos, etc., y por introducción de EEI (Doadrio, 2002).

La especie presenta un área de distribución muy reducida (entre las cuencas del Mijares y el Vinalopó), localizándose sólo en 9 ríos y un lago de la cuenca del Júcar, lo que incrementa aún más la susceptibilidad a las amenazas que afectan a la especie y favorece la posibilidad de extinciones locales. De los peces invasores presentes en su área de distribución, la trucha arcoíris supone una amenaza, porque a pesar de tener poblaciones no naturalizadas -salvo algunas excepciones en Aragón (Guerrero y Jarne, 2014)-, es una especie depredadora (Doadrio, 2002), y puede además ejercer competencia por los recursos (Oscoz, 2000; Doadrio, 2002). Su presencia puede estar relacionada con su introducción en el embalse de los Toranes, al

igual que la de la perca americana capturada en 2003.

Por otro lado, las demás presiones existentes sobre el cauce deterioran la calidad de su hábitat, factor que también produce su regresión. Hay que tener en consideración que, según Lapesa y González (2003), la mayoría de pequeñas presas o azudes existentes no suponen obstáculos insalvables para la especie, salvo uno en Valbona con 9 metros de altura. En relación a la presión por contaminación, cabe destacar la presencia de una piscifactoría de esturión (*Acipenser sturio*), que anteriormente fue de trucha, y se tiene constancia histórica de niveles altos de eutrofización en el embalse de los Toranes y en el río aguas abajo del vertido de la citada piscifactoría, donde se podían apreciar cambios significativos en la calidad fluvial (Lapesa y González, 2003). En nuestro caso, otra posible amenaza sobre la especie en la cabecera del Mijares es que se trata de los tramos de la cuenca del Júcar donde se realizan más extracciones de áridos, según la CHJ (2015).

Distribución potencial

En Aragón, el cacho valenciano solo se encuentra presente en la cuenca del río Mijares, en tramos de montaña mediterránea calcárea. Es una especie típica de tramos medios de los ríos, aunque se le puede localizar en ambientes muy dispares, llegando a formar poblacio-

nes aisladas en hábitats muy reducidos, como manantiales o pequeñas lagunas, llegando casi a las áreas de costa, por lo que la distribución de esta especie en Teruel supone su límite altitudinal.

Es una especie endémica de la península ibérica y exclusiva de la cuenca del Júcar.

Resultados de los muestreos piscícolas

Se han realizado 4 muestreos en los ríos incluidos dentro del área potencial del cacho del Mediterráneo, y ha sido localizado en todos ellos (100%).

Los 4 muestreos se sitúan en el río Mijares. En el tramo de distribución potencial situado en el río Linares no ha sido realizado ningún muestreo.

Sólo en 1 localidad, situada aguas arriba de la presa de Los Toranes, se capturó trucha arcoíris en 2009, y perca americana (a 500 m de distancia) en 2003.

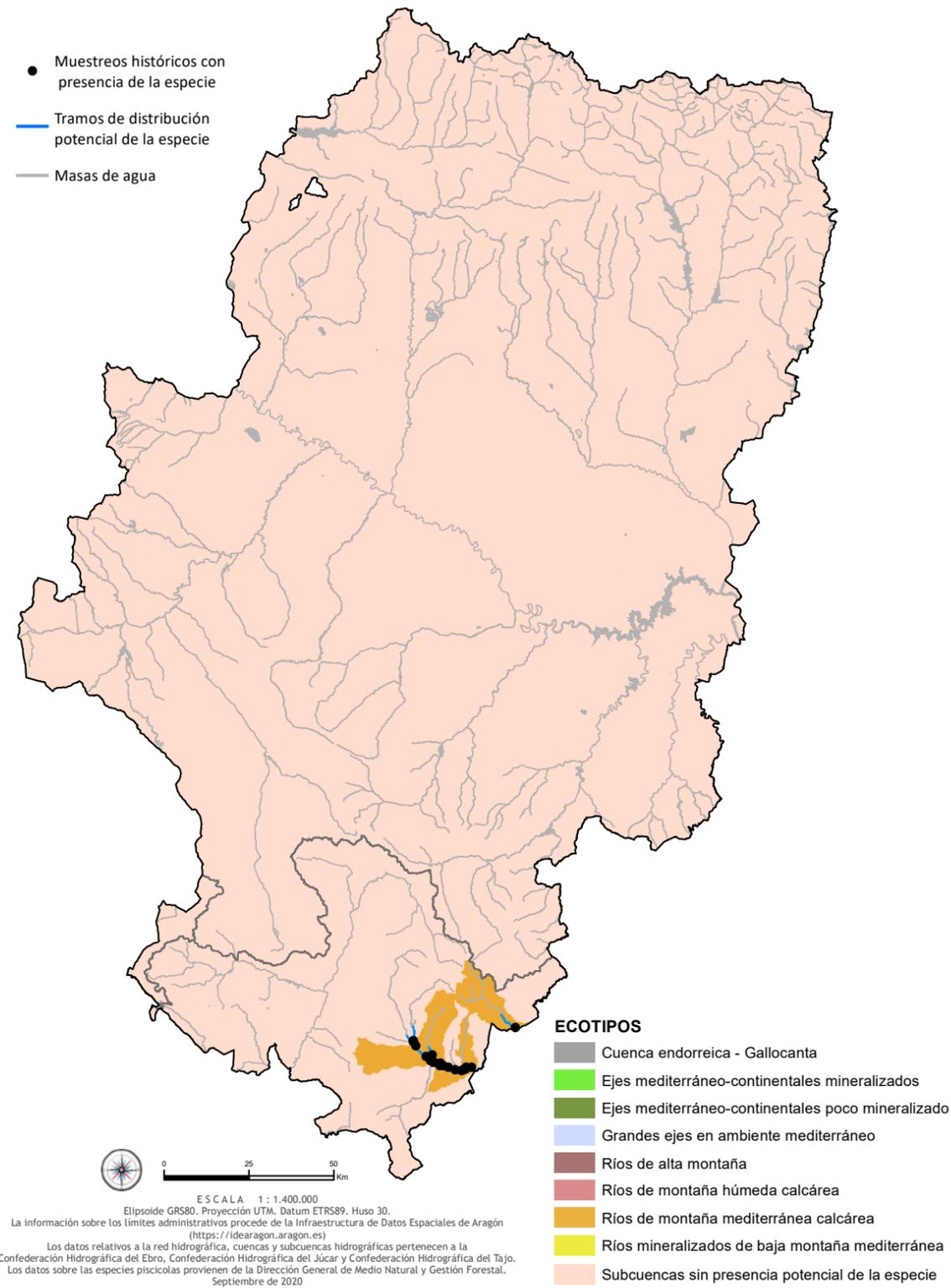
Presiones en las masas de agua

Todos los tramos fluviales donde se ha localizado la especie se encuentran sometidos a presiones por alteración de caudales naturales, por contaminación puntual y por presencia de EEI. El punto de muestreo situado más cerca de la cabecera, aguas arriba de la presa de Los Toranes, sufre menos presión por alteración de caudales naturales y presenta el mayor número de capturas de la especie.

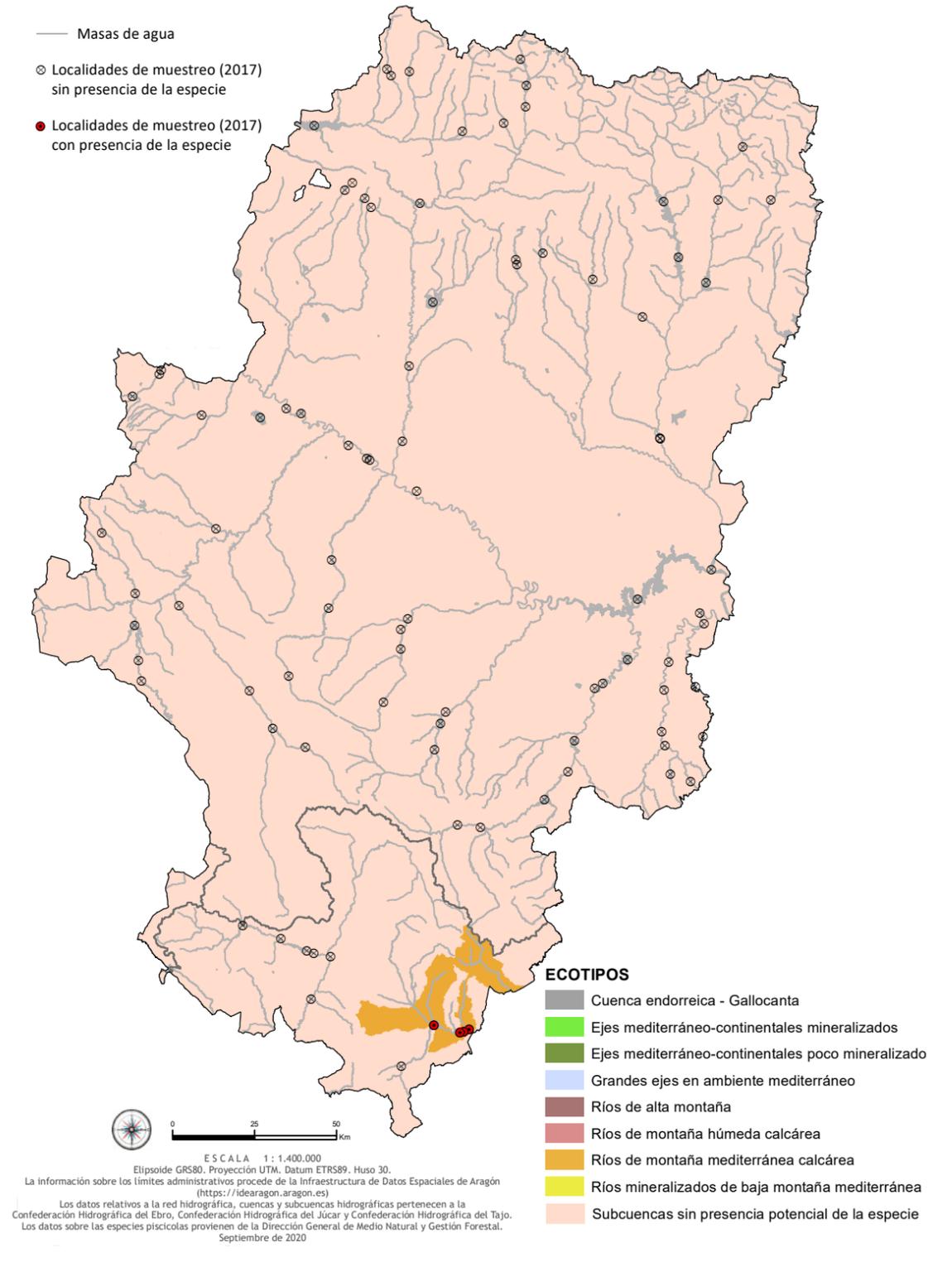


Cachuelo valenciano del río Mijares
(Foto: ©Ignacio Jauralde García)

Mapa 38. Distribución potencial del cachuelo valenciano (*Squalius valentinus*) en Aragón



Mapa 39. Distribución actual (2017) del cachuelo valenciano (*Squalius valentinus*) en Aragón



6. Análisis de las amenazas sobre la ictiofauna en Aragón

Para poder evaluar adecuadamente el estado de conservación de nuestras especies piscícolas, resulta imprescindible realizar un análisis de las presiones a las que se ven sometidas, así como el grado de impacto que suponen estas presiones sobre las especies, y la influencia de cada una de ellas en la disminución de la distribución de las especies autóctonas respecto a la distribución potencial que deberían presentar en Aragón.

6.1. Presiones existentes en las masas de agua que afectan a la comunidad piscícola

Las presiones existentes en las masas de aguas continentales están claramente detrás de la mo-

dificación de las comunidades piscícolas, y para valorar de manera adecuada estas presiones es necesario relacionarlo con los impactos que los ríos sufren debido a un elevado grado de deterioro antropogénico de los ecosistemas fluviales, alteraciones hidrogeomorfológicas (pérdida de continuidad, cambios en velocidad, sustrato, etc.), fisicoquímicas (eutrofia, desoxigenación, contaminación, etc.) o presencia de especies exóticas invasoras (Durán y Pardos, 2005).

La caracterización de estas presiones se ha realizado a través de los trabajos llevados a cabo por las diferentes confederaciones hidrográficas sobre la evaluación de impactos y presiones (IMPRESS)



Desarrollo de macrófitos en el río Piedra debido a la elevada eutrofización de las aguas (Foto: ©egines)

en las masas de agua en el año 2015 (fecha del último estudio publicado, aunque algunas presiones han sido actualizadas en 2017).

Dilucidar hasta qué punto las comunidades piscícolas se ven afectadas por estas presiones debidas fundamentalmente al impacto humano, requiere, como se ha hecho en este trabajo, de la ayuda del análisis estadístico en 69 tramos fluviales y 22 embalses de Aragón.

La evaluación de impactos y presiones (IMPRESS) se realiza con el fin de cumplir el artículo 5 de la Directiva Marco del Agua (DMA) 2000/60/CE, que establece que cada demarcación hidrográfica deberá efectuar un estudio de las repercusiones de la actividad humana en el estado de las aguas superficiales (DOCE, 2000). De acuerdo con esto, se estudian las presiones que ejerce la actividad humana sobre las masas de agua y su impacto sobre el medio, y, a partir de los resultados obtenidos, se evalúa el riesgo de incumplimiento de los objetivos medioambientales que recoge la Directiva en su artículo 4.

Los ríos de Aragón se enmarcan, de manera casi general, dentro de dos grandes cuencas hidrográficas, la del Ebro y la del Júcar, los organismos de cuenca correspondientes, en el marco del cumplimiento de la Directiva Marco del Agua, han realizado los análisis IMPRESS, y pese a que el objetivo es el mismo en los análisis realizados, en este trabajo se ha necesitado homogeneizar las variables y los niveles de presión para poder trabajar con ellos estadísticamente.

La relación de variables definitivas a tener en cuenta en los análisis estadísticos se homogeneizó con las variables establecidas por la CHE (Tabla 14).

El valor que se les ha dado a estas presiones también se ha tenido que ajustar por la heterogeneidad que presentan. La confederación hidrográfica del Ebro establece 4 niveles de presión: "nula", "baja", "media" y "alta", mientras que en la del Júcar sólo se considera "significativa" o "no significativa", por lo que para poder incluir todos los muestreos en el mismo análisis se ha realizado el siguiente ajuste (Tabla 15).

Tabla 14. Relación de las variables relativas a las presiones evaluadas en el análisis IMPRESS de las dos confederaciones hidrográficas. Fuente: CHE (2015), CHJ (2015). Elaboración propia.

Variable CHE	Variable CHJ
Presiones puntuales	Puntuales
Presiones difusas	Difusas
Presión por alteración de caudales naturales	Presas, obstáculos + Extracciones de agua
Presión por alteración morfológicas	Alteraciones morfológicas
Especies invasoras	introducción de especies

Tabla 15. Valores aplicados a las variables de presiones y su valor correspondiente en los análisis IMPRESS de las confederaciones hidrográficas. Fuente: CHE (2015), CHJ (2015). Elaboración propia

Valor ajustado	Valor en análisis IMPRESS de la CHE	Valor en análisis IMPRESS de la CHJ
0	nula	no significativa
1	baja	significativa
2	media-alta	-*

* Sólo se les ha dado el valor de presión por alteración de caudales naturales "2" a muestreos en la cuenca del Júcar con alteración por presas y obstáculos y por extracciones de agua.

6.2. Relación entre las especies piscícolas y las presiones en los tramos fluviales que habitan

Una vez que se tuvo la lista definitiva de variables a incluir en los modelos, es necesario relacionar la presencia o ausencia de las especies en lo que se ha considerado como distribución potencial con las presiones, y así poder evaluar el grado de impacto que están teniendo en su distribución (Tabla 16).

Tras el análisis de los resultados, se aprecia la dificultad (incluso imposibilidad) de identificar la relación directa del efecto de cada variable de presión considerada en este trabajo con el estado y distribución de las especies, sin embargo, sí es posible dilucidar un patrón generalizado.

Los datos nos muestran que las presiones valoradas concurren tanto en los lugares donde las especies autóctonas están presentes como donde han desaparecido, sólo parece que la presencia de especies exóticas invasoras se puede llegar a correlacionar con la ausencia de una especie, allí donde su distribución se considera potencial. Es en este punto, donde el análisis estadístico se revela como indispensable para ayudarnos a valorar adecuadamente las evidencias sobre el sentido y alcance de estas apreciaciones.

Las estaciones de muestreo situadas dentro de la distribución potencial de una especie autóctona en las que encontramos especies exóticas invasoras, en su mayoría, ya no albergan dicha

Tabla 16. Comparación entre la situación actual y potencial de las especies piscícolas autóctonas de Aragón.

Especie	nº de puntos con presencia en cauces de distribución potencial			Puntos con EEI (%) ²		Presión por contaminación ³		Presión por alteraciones hidromorfológicas ⁴		EEI no solo de peces ⁵	
	Ríos	Embalses	Porcentaje de presencia ¹	En presencia de la sp.	En ausencia de la sp.	En presencia de la sp.	En ausencia de la sp.	En presencia de la sp.	En ausencia de la sp.	En presencia de la sp.	En ausencia de la sp.
<i>A. arcasii</i>	16	-	38	25	75	x	x	x	x	x	x
<i>A. anguilla</i>	1	1	3	50	70	x	x	x	x	x	x
<i>B. quignardi</i>	6	-	24	33	50	x	x	x	x	x	x
<i>B. haasi</i>	44	-	62	22	70	x	x	x	x	x	x
<i>L. graellsii</i>	21	12	53	90	60	x	x	x	x	x	x
<i>C. calderoni</i>	1	-	25	100	100	x	x	x	x	x	x
<i>C. paludica</i>	1	-	5	0	70	x	x	x	x	x	x
<i>P. miegii</i>	25	12	55	65	57	x	x	x	x	x	x
<i>P. turiense</i>	3		33	33	83	x	x	x	x	x	x
<i>P. biguerri</i>	10	2	54	33	90	x	x	x	x	x	x
<i>G. lozanoi</i>	22	4	57	70	95	x	x	x	x	x	x
<i>L. guiraonis</i>	5	0	55	20	100	x	x	x	x	x	x
<i>S. laietanus</i>	6	1	46	100	60	x	x	x	x	x	x
<i>S. pyrenaicus</i>	0	-	0	-	100	-	x	-	x	-	X
<i>S. valentinus</i>	4	-	100	25	-	x	-	x	-	x	-
<i>S. fluviatilis</i>	2	4	24	100	95	x	x	x	x	x	X
<i>S. trutta</i>	36	4	72	30	87	x	x	x	x	x	X
PROMEDIO			42%	50%	79%						

¹ Porcentaje del total de puntos situados en tramos de distribución potencial de la sp. En los que ha sido localizada en la revisión de los muestreos considerados como "actuales"

² Especies Exóticas Invasoras exclusivamente peces

³ Presencia en al menos uno de los muestreos de presiones por contaminación puntual o difusa

⁴ Presencia en al menos uno de los muestreos de presiones por alteraciones morfológicas o de caudales naturales

⁵ referido a la variable recogida del análisis IMPRESS de la CHE basada en la presencia de especies exóticas no sólo de peces (explicación en Apartado 4.5.2)

especie en la actualidad; por el contrario, en muchos puntos donde se ha constatado la presencia de especies autóctonas, la presencia actual o histórica de EEI es muy baja. En este punto resulta significativo señalar, que estas especies exóticas se localizan preferiblemente en masas de agua muy modificadas, como los embalses, que presentan condiciones lenticas (similares a lagos), que suelen ser más favorables para ellas (Corbacho y Sánchez, 2001).

Cabe destacar que en nuestros resultados no siempre coincide la presencia de EEI con una presión alta sobre la masa de agua, lo que coincide con la afirmación de De Sostoa et al. (2011) de que las EEI son un síntoma de presión antrópica, pero no un sinónimo de alteración del hábitat físico y de mal estado ecológico. Además, existen muchas especies autóctonas relativamente tolerantes a los impactos antrópicos que han mostrado una presencia abundante en hábitats sometidos a altas presiones, como el barbo de Graells, el blenio o la madrilla (en bibliografía también se afirma su tolerancia frente a diferentes presiones; Maceda-Veiga y De Sostoa, 2011), aunque en general son las exóticas las especies más tolerantes, con algunas excepciones como la trucha arcoíris, especialmente sensible a bajas concentraciones de oxígeno.

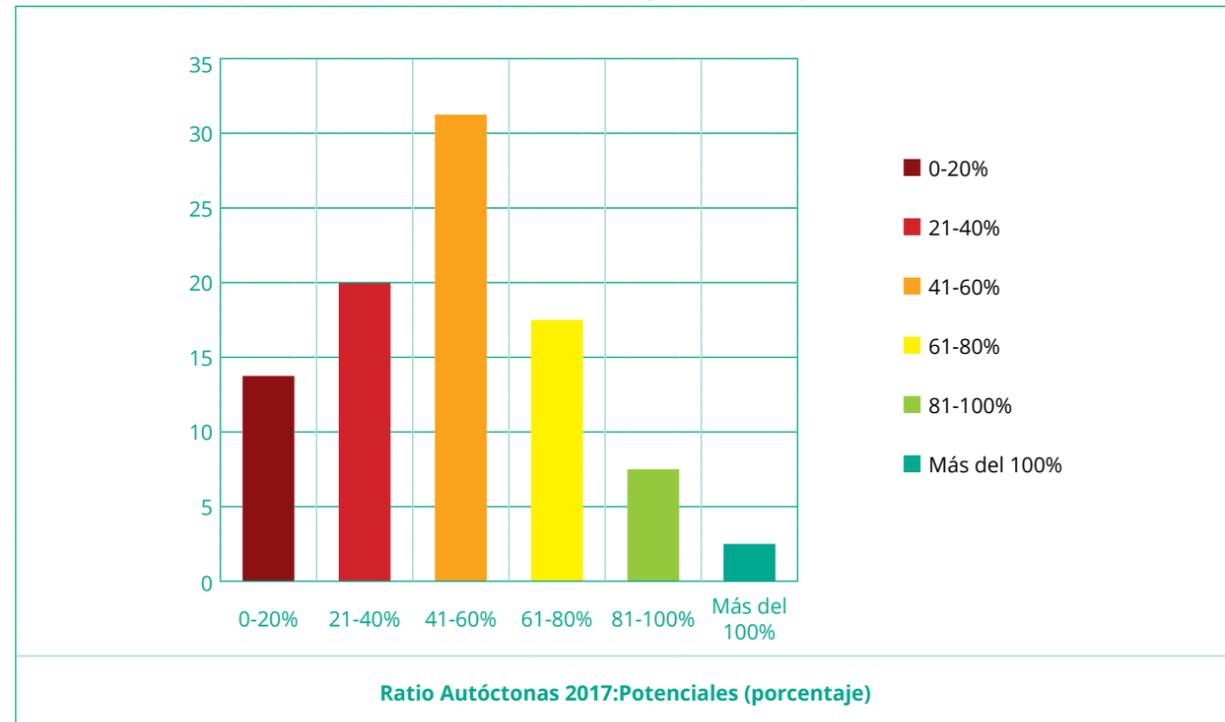
6.3. Relación de la distribución potencial de las especies piscícolas autóctonas y su distribución actual

El análisis por estación de muestreo, y no respecto a especies concretas como en el apartado anterior, nos puede ayudar a comprender un poco mejor la situación actual de la distribución de nuestra ictiofauna.

Un 44% de las estaciones presentan menos de la mitad de las especies que potencialmente deberían albergar. El *Gráfico 1* muestra el número de estaciones incluidas en los intervalos de la variable Ratio A:P (porcentaje del número de especies autóctonas en 2017 con respecto a las potenciales para cada estación). En la mayoría de los muestreos se han capturado entre un 40 y un 60% del número de especies potenciales para el tramo estudiado. Destacar que, en los muestreos en los que se han obtenido el mismo número de especies que las esperadas potencialmente (Ratio A:P=100), ninguno de ellas incluyó EEI en 2017.

El resultado de la representación geográfica incorporando la variable Ratio A:P obtenida en cada estación (*Mapa 40*), superpuesta a la presencia histórica de especies exóticas invasoras mediante un análisis de la densidad de puntos revela una clara correlación inversa entre la presencia de estas especies exóticas y el porcentaje de especies autóctonas que potencialmente deberían estar presentes en esos tramos.

Gráfico 1. Frecuencia de la relación de especies autóctonas identificadas en las localidades donde se actualizó el inventario (2017), frente a las potencialmente esperables, expresado en rangos de porcentaje.



Mapa 40. Relación de especies autóctonas presentes en 2017 con respecto a las potenciales y con las capturas históricas de EEI

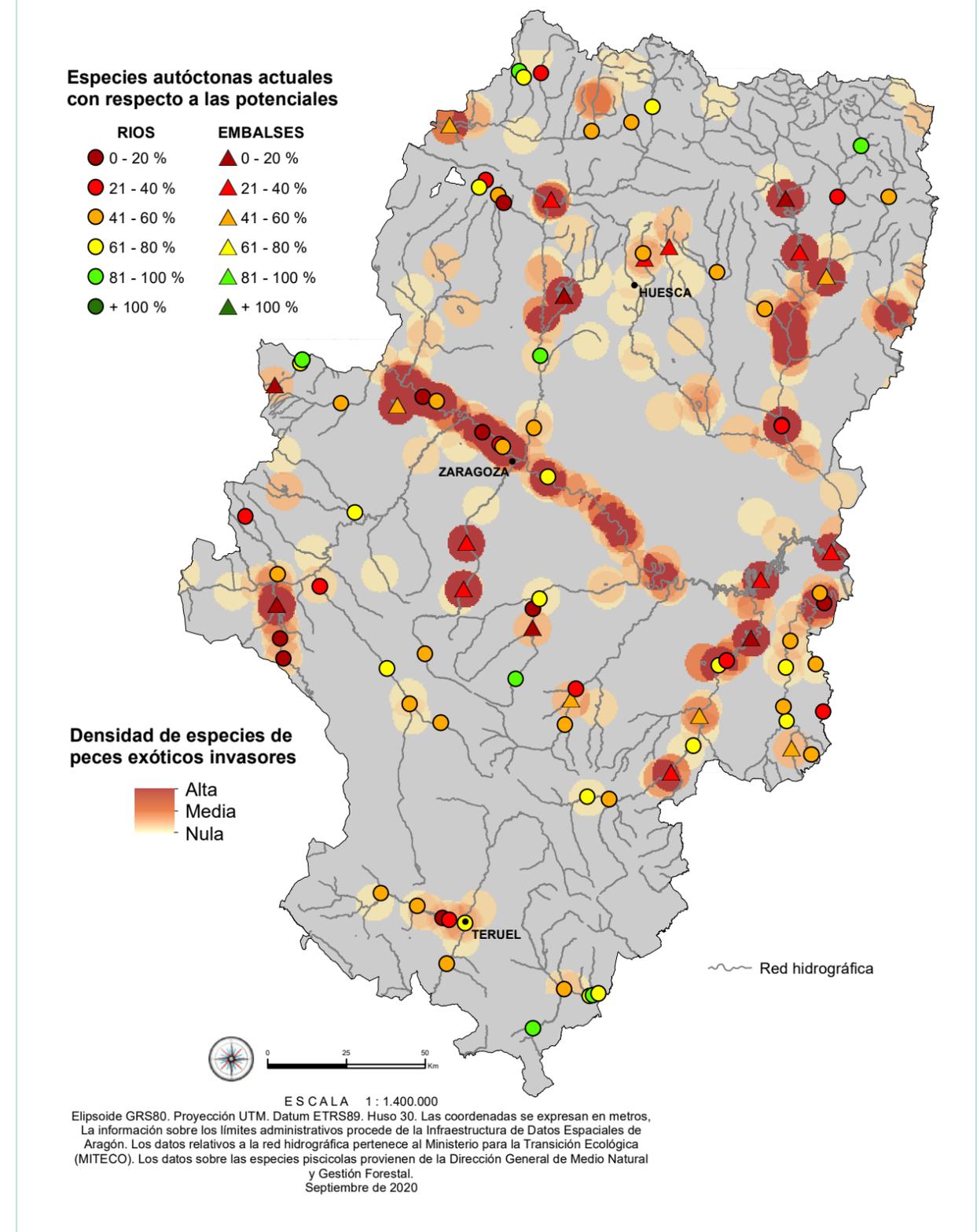


Tabla 17. Variables utilizadas en el análisis estadístico.

Variable	Descripción	Tipo	Rango	Origen
Lugar	Lugar de muestreo	Categórica, nominal	Ríos, embalses	Propio
P.EEI	Presión por especies exóticas invasoras	Categórica, ordinal	Nulo, bajo, medio-alto	IMPRESS CHE
P.Difusas	Presiones difusas	Categórica, ordinal	Nulo, bajo, medio-alto	MPRESS CHE
P.Puntuales	Presiones puntuales	Categórica, ordinal	Nulo, bajo, medio-alto	MPRESS CHE
P.Caudales	Presión por alteración de caudales naturales	Categórica, ordinal	Nulo, bajo, medio-alto	MPRESS CHE
P.Morfológicas	Presión por alteraciones morfológicas	Categórica, ordinal	Nulo, bajo, medio-alto	MPRESS CHE
Potenciales	Número de especies potenciales	Cuantitativa, discreta	0-9	Propio
Autóctonas 2017	Número de especies autóctonas en 2017	Cuantitativa, discreta	0-7	Propio
Exóticas 2017	Número de especies exóticas en 2017	Cuantitativa, discreta	0-9	Propio
Ratio A:P	Ratio entre el número de especies autóctonas en 2017 y las potenciales	Cuantitativa, continua	0-1	Propio

6.4. Evaluación estadística de la distribución de las poblaciones piscícolas

Para analizar adecuadamente las relaciones entre las variables que se han considerado significativas, requiere un estudio a través de modelos estadísticos mediante el cálculo de la correlación (r de Pearson), un Modelo Lineal Generalizado (GLM), gráficas de correlación para las representaciones gráficas y un Análisis de Componentes Principales (PCA). Las variables utilizadas para cada una de las estaciones de muestreo (N=92) se relacionan en la *Tabla 17*.

Para comprobar los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianza de las variables continuas, se han tenido que transformar previamente mediante logaritmo; $\ln(n+1)$. Seguidamente se llevaron a cabo correlaciones lineales mediante el cálculo de *r de Pearson*. Los análisis sobre la riqueza de especies autóctonas y la ratio entre el número de especies autóctonas presentes y las potenciales se relacionó con el número de especies exóticas capturadas durante los muestreos del año 2017, y las diferentes presiones en cada tramo estudiado donde se encontraban las estaciones de muestreo, se llevaron a cabo mediante un *Modelo Lineal Generalizado* (GLM). Finalmente, los análisis se llevaron a cabo los test estadísticos y las gráficas con *R y R commander* (Fox, 2005; R Core Team, 2015).

El *Modelo Lineal Generalizado* (GLM) se utilizó con distribución de tipo *Gaussiana* al objetivo de describir el efecto de diferentes variables explicativas o predictoras del modelo. A partir de las variables mostradas como significativas en los modelos, se han realizado gráficas de correlación entre *Ratio A:P* y *Exóticas 2017*, representando los puntos por niveles de alteración por cada una de las presiones significativas.

Con el objetivo de reducir número de variables y colinealidad, se aplicaron *análisis de componentes principales* (PCA) a varios grupos de variables relacionadas, en nuestro trabajo número de especies autóctonas en 2017 (*Autóctonas 2017*), número de especies exóticas capturadas durante los muestreos del año 2017 (*Exóticas 2017*) y las distribuciones potenciales establecidas para las especies autóctonas (*Potenciales*). Esto permite identificar los patrones en un conjunto de datos, de tal modo que puedan apreciarse las diferencias y similitudes entre estaciones de muestreo. Estos resultados se han obtenido, analizando todas las estaciones de manera conjunta, así como separando en el análisis según la tipología de las masas de agua, en ríos y embalses, lo que nos permite reflejar mejor la situación de estas masas de agua.

Tabla 18. Coeficientes de correlación de Pearson. Variables Autóctonas 2017, Exóticas 2017 y Potenciales. N= 92 observaciones. $p < 0.05$. *n.s.= no significativa.

	Autóctonas 2017	Exóticas 2017	Potenciales
Autóctonas 2017	1.0000	-0.2346	0.3510
Exóticas 2017	-0.2346	1.0000	n.s.*
Potenciales	0.3510	n.s.*	1.0000

*n.s.= no significativa

6.4.1. Relación entre la riqueza de especies autóctonas y exóticas en 2017

Los resultados muestran una correlación estadísticamente significativa entre todas las variables consideradas ($p < 0,05$) salvo entre distribuciones potenciales establecidas para las especies autóctonas (*Potenciales*) y número de especies exóticas capturadas durante los muestreos del año 2017 (*Exóticas 2017*), para las que no se ha encontrado una correlación.

Se ha encontrado una asociación lineal moderada y positiva ($r_p = 0.35$) entre los valores de *Autóctonas 2017* y *Potenciales*, esperable, ya que se encuentran claramente correlacionadas y son datos derivados entre ellos. La presencia y diversidad de especies exóticas invasoras localizadas en las estaciones muestreadas (*Exóticas 2017*) muestra una asociación lineal negativa baja ($r_p = -0.23$) con la presencia de especies autóctonas en esas estaciones (*Autóctonas 2017*), es decir a mayor número de especies exóticas, menor número de autóctonas, y viceversa.

Se encontró una correlación negativa baja, pero significativa ($r_p = -0,29$, $p=0,004$) utilizando el test de correlación de Pearson entre la presencia de especies exóticas invasoras localizadas en las estaciones muestreadas (*Exóticas 2017*) y la variable *Ratio A:P* (*Ratio Autóctonas 2017: Potenciales*), lo que significa que, a mayor número de especies exóticas, se localizan menos especies autóctonas de las esperables según su potencialidad de estar presentes en el tramo estudiado.

Gráficamente se puede llegar a entender mejor el significado de los resultados obtenidos en la correlación de la variable *Ratio A:P* y *Exóticas 2017*, coloreando los puntos por tipología del lugar de muestreo –río o embalse– (*Gráfico 2*).

Las estaciones de muestreo localizadas en ríos tienen una mayor agrupación hacia la izquierda del eje de las X (*Exóticas 2017*) si las comparamos con las estaciones de muestreos en embalses, lo que significa que, es en los embalses donde encontramos un mayor número de especies exóticas. También resulta importante señalar que las pendientes obtenidas tanto en ríos como en embalses son de-

crecientes (a más especies exóticas, decrece el número de especies autóctonas que potencialmente deberían estar presentes), pero la pendiente es mayor en muestreos realizados en embalses.

Dos de las estaciones de muestreo, embalses de Búbal y Lanuza, han presentado una situación diferente al resto de estaciones, ya que albergan un mayor número de especies autóctonas en 2017 de las que se esperaban potencialmente. Este hecho las sitúa en la zona superior del eje y, muy alejadas del resto de estaciones. Para evitar que estos datos pudiesen estar sesgando los resultados obtenidos, se ha elaborado una matriz y una gráfica de correlación eliminando del análisis estas dos estaciones de la base de datos, y el resultado obtenido muestra que, al contrario que en el análisis anterior, esta vez sí que se encuentra una correlación negativa entre la presencia de especies exóticas invasoras localizadas en las estaciones muestreadas (*Exóticas 2017*) y la variable *Ratio A:P* (*Tabla 19* y *Gráfico 3*).

Gráfico 2. Gráfica de correlación entre la variable *Ratio A:P* y *Exóticas 2017*, separado por tipología del lugar de muestreo –ríos, en rosa, o embalses, en azul

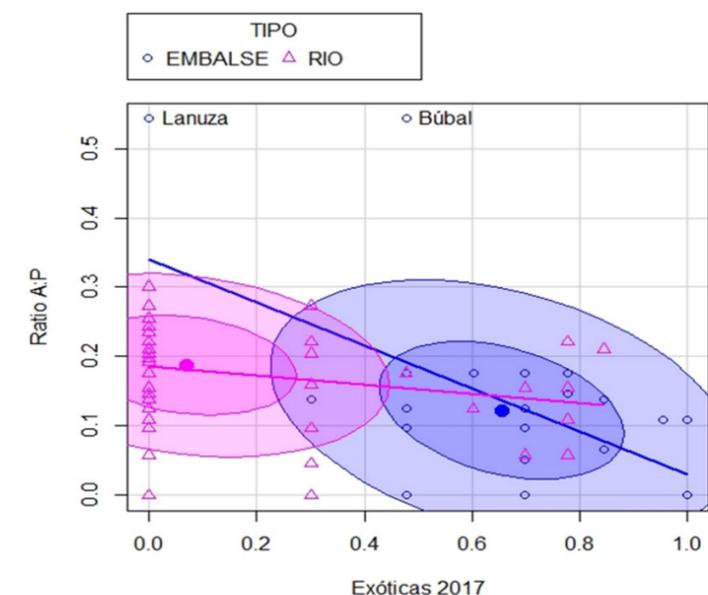
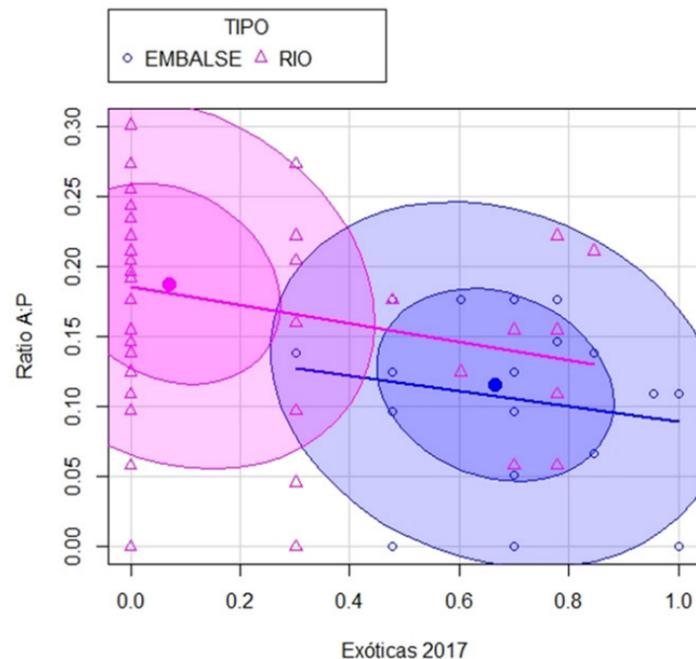


Tabla 19. Coeficientes de correlación de Pearson. Variables Autóctonas 2017, Exóticas 2017 y Ratio A:P. N= 90 observaciones, p-valor <0.05 en todos los casos.

	Autóctonas 2017	Exóticas 2017	Ratio A:P
Autóctonas 2017	1.0000	-0.2378	0.8190
Exóticas 2017	-0.2378	1.0000	-0.3637
Ratio A:P	0.8190	-0.3637	1.0000

Gráfico 3. Gráfica de correlación entre la variable Ratio A:P y Exóticas 2017, por lugar de muestreo –ríos, en rosa, o embalses, en azul-, sin los puntos de muestreo en los embalses de Búbal y Lanuza



Los resultados de esta matriz de correlación (Tabla 19) han mostrado un aumento del coeficiente de correlación entre Ratio A:P y Exóticas 2017 ($r_p = -0,3637$). En cuanto a la representación gráfica, también se han separado a lo largo del eje x los muestreos realizados en embalses de los realizados en ríos, mostrando una pendiente decreciente similar; a mayor presencia de especies exóticas, menor valor de Ratio A:P, es decir, menor número de especies autóctonas muestreadas en 2017 con respecto a las que potencialmente podría haber. Asimismo, también se observa que, en general, los embalses muestran menos especies autóctonas de las que potencialmente deberían estar presentes y un número mayor de especies exóticas que los ríos.

6.4.2. Influencia de las presiones antrópicas sobre la riqueza de especies autóctonas en 2017

El Modelo Lineal Generalizado (GLM), como ya ha sido comentado, se utilizó con el objetivo de describir el efecto de diferentes variables que nos permitiese explicar los modelos obtenidos.

En primer lugar, se ha aplicado el modelo al conjunto de las estaciones de muestreo (incluyendo ríos y embalses, Tabla 20). En este caso, se ha establecido la Ratio A:P como variable dependiente, resultando sólo la variable presencia de exóticas en los muestreos realizados en 2017 como significativa para el modelo. Cuando se ha establecido la variable Autóctonas 2017 como dependiente, han resultado significativos ($p < 0.1$) los factores, lugar de muestreo (río o embalse) y las presiones morfológicas sobre el cauce.

Como se ha visto en el apartado anterior, la relación negativa encontrada entre especies exóticas y autóctonas ha sido similar en ríos y embalses, sin embargo, a pesar de seguir una misma tendencia, los embalses presentan un mayor número de especies exóticas y menor de autóctonas. Por esta razón, ha resultado interesante hacer el análisis por separado en función de la tipología de la estación de muestreo (variable Lugar), así como identificar (Tabla 21) las variables que interaccionan de forma estadísticamente significativa con la presencia de especies autóctonas y la ratio entre las localizadas y las potenciales (Ratio A:P).

Los resultados obtenidos nos indican que, la variable riqueza de especies autóctonas se ha relacionado principalmente con la tipología del lugar de muestreo (río o embalse) y con las presiones morfológicas. Cuando se han separado los análisis por la tipología de la estación de muestreo, se ha observado que, las presiones relacionadas con la alteración del caudal son significativas con respecto al número de especies autóctonas en los ríos.

Para poder evaluar la relación de especies autóctonas presentes, respecto a las potenciales en

Tabla 20. Pendiente y nivel de significancia (p) de las variables significativas en el GLM en ríos y embalses, considerados conjuntamente.

VARIABLES SIGNIFICATIVAS	PENDIENTE (p-valor)
Autóctonas 2017	
P. Morfológicas	0.1824713, . (0,1)
Lugar	0.1552589, . (0,1)
Ratio A:P	
Exóticas 2017	-0.135521, ** (0,01)

Pendiente y nivel de significancia (p) de las variables mostradas como significativas en el GLM con distribución gaussiana para las variables dependientes Autóctonas 2017 y Ratio A:P, y los factores P. Morfológicas, P. Caudales, P. Difusas, P.Puntuales, P.EEI, Lugar y Exóticas 2017. · p<0.1; *p<0.05; **p<0.01

Tabla 21. Pendiente y nivel de significancia (p) de las variables significativas en el GLM ríos y embalses, consideradas por separado

LUGAR DE MUESTREO	VARIABLES SIGNIFICATIVAS	PENDIENTE (p-valor)
Autóctonas 2017		
Ríos	P.Caudales	0.149819, * (0,01)
Embalses	-	-
Ratio A:P		
Ríos	-	-
Embalses	Exóticas 2017	-0.316626, ** (0,01)
	P.Caudales	-0.185312, *** (0,001)
	P.EEI	0.089814, * (0,05)

Pendiente y nivel de significancia (p) de las variables mostradas como significativas en el GLM con distribución gaussiana para las variables dependientes Autóctonas 2017 y Ratio A:P, y los factores P. Morfológicas, P. Caudales, P. Difusas, P.Puntuales, P.EEI, Lugar y Exóticas 2017, en los muestreos en ríos y en embalses considerados por separado. · p<0.1; *p<0.05; p<0.01.

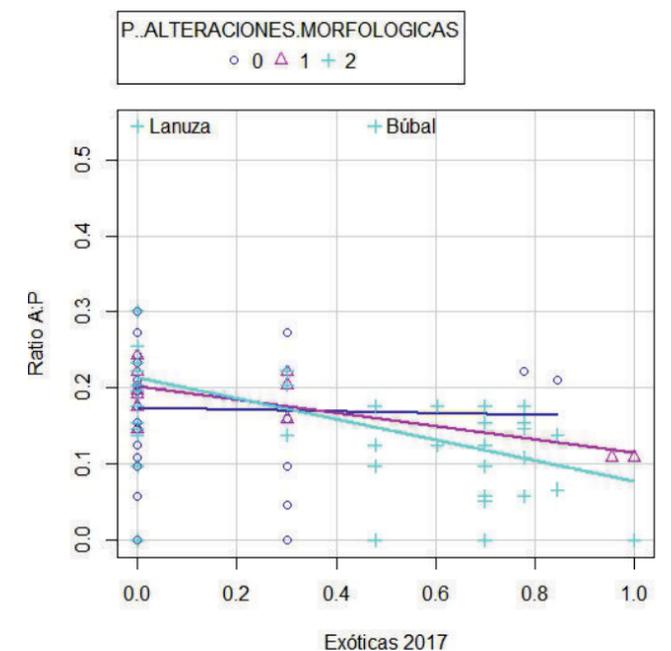
el tramo estudiado (Ratio A:P), los análisis realizados dan como respuesta que la variable que ha resultado más significativa ha sido la localización de exóticas en los muestreos realizados en 2017 (Exóticas 2017).

En los análisis realizados de manera independiente entre embalses y ríos, ninguna variable resultó significativa para el modelo en los ríos, sin embargo, en los embalses han sido significativas la presión por alteración de caudales naturales (P. Caudales) y las "EEI no solo de peces" (P.EEI), además de la riqueza de especies exóticas de peces (Exóticas 2017).

Para representar estas relaciones entre las respuestas obtenidas en los análisis (variable respuesta) y las distintas presiones que han resultado significativas estadísticamente, se han representado gráficamente las correlaciones entre la Ratio A:P y Exóticas 2017, junto a los niveles de presión (nulo, bajo, medio-alto) en correspondencia a las alteraciones morfológicas existentes (Gráfico 4) en los tramos donde se localizan las estaciones de muestreo.

El resultado obtenido, nos muestra que la mayoría de las estaciones con presiones hidrológicas nulas, presentan un menor número de especies piscícolas exóticas (Exóticas 2017).

Gráfico 4. Gráfica de correlación entre Ratio A:P y Exóticas 2017 de todas las estaciones de muestreo (sin diferenciar embalses de ríos), y grados de presión por las alteraciones morfológicas (nula en azul oscuro, baja en rosa, media-alta en azul claro).



En este análisis, también podemos comprobar que, en las estaciones de muestreo localizadas en tramos con una presión por alteraciones morfológicas consideradas como media-alta, cuando aumenta el número de especies exóticas, encontramos un menor número de especies autóctonas de las que potencialmente cabría esperar. Por otra parte, cuando las alteraciones hidromorfológicas son nulas, la relación entre *Ratio A:P* y *Exóticas 2017* se mantiene constante.

Se ha realizado también un análisis de manera diferenciada en las estaciones situadas exclusivamente en los embalses, donde se ha correlacionado con las variables de alteración de caudales (*Gráfico 5*) y la presencia de especies exóticas invasoras, en este caso la variable utilizada en los análisis IMPRESS, de "EEI no solo de peces" (*Gráfico 6*).

Una vez obtenidos los modelos, cuando correlacionamos la variable de presión debida a la alteración de caudales (*Gráfico 4*), y esta ha sido considerada nula, se observa una disminución muy pronunciada de las especies autóctonas presentes respecto a las potenciales (*Ratio A:P*) conforme aumenta el número de especies exóticas. Esto se debe al elevado número de especies autóctonas que presentan Búbal y Lanuza respecto a los otros 2 puntos con alteración nula. En cualquier caso, el número de muestras bajo esta categoría como para extraer una conclusión.

teración es nula. En cualquier caso, el número de estaciones de muestreo presentes en embalses donde los análisis IMPRESS consideran que la alteración de caudales es nula en los embalses (sólo en 4 de ellos) es muy bajo como para extraer un resultado concluyente.

A pesar de la dificultad a la hora de comparar embalses sin alteración de caudales con los que sí las presentan, puede afirmarse que, un aumento del número de especies exóticas se corresponde claramente con una disminución de las especies autóctonas que viven en estos embalses respecto a su distribución potencial, si el tramo no hubiese sido alterado por estas infraestructuras (*Ratio A:P*).

En la *Gráfico 4* se observa una disminución muy pronunciada de la ratio conforme aumenta el número de especies exóticas, para los puntos de muestreo con presión nula por alteración de caudales naturales. Esto se debe al elevado número de especies autóctonas que presentan Búbal y Lanuza respecto a los otros 2 puntos con alteración nula. En cualquier caso, el número de muestras bajo esta categoría como para extraer una conclusión.

A pesar de que no puede hacerse una comparación con un estado nulo de presiones por alteración de caudales, puede afirmarse que cuando

Gráfico 5. Grafica de correlación entre Ratio A:P y Exóticas 2017 de los muestreos realizados en embalses, por niveles de presión debidos a alteración de caudales naturales.

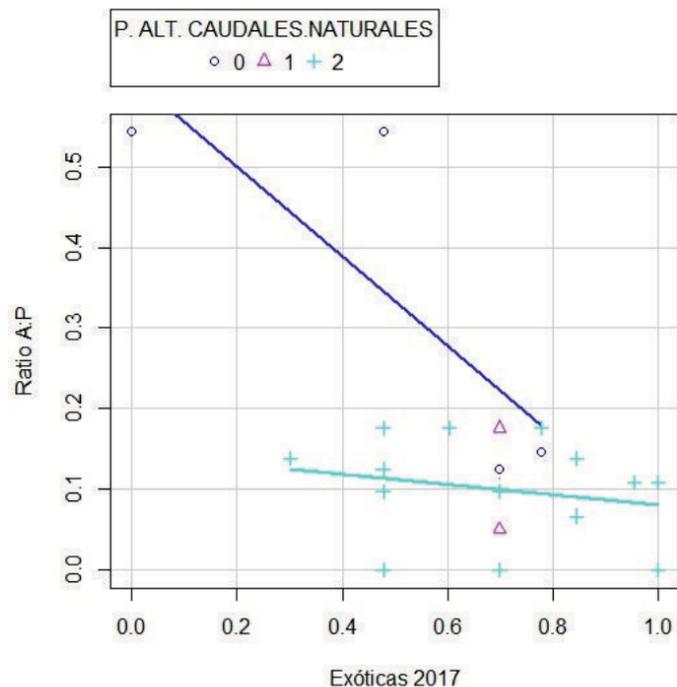
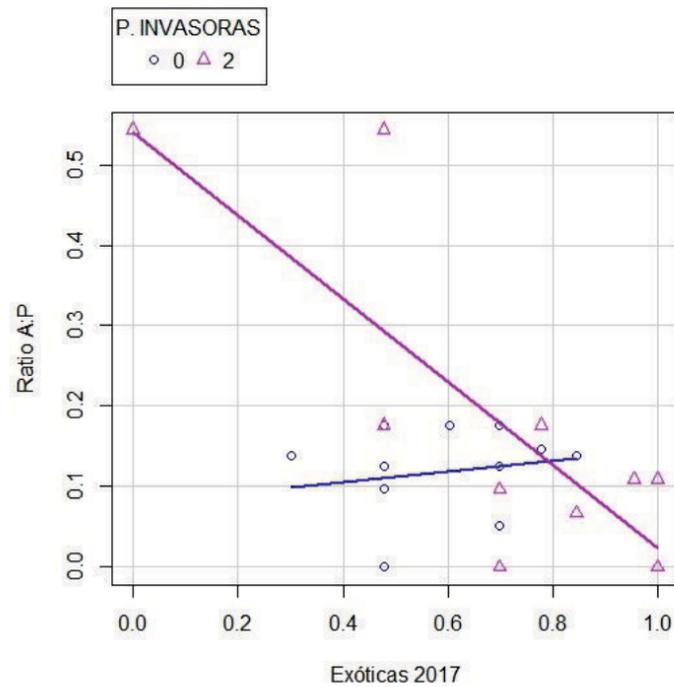


Gráfico 6. Grafica de correlación entre Ratio A:P y Exóticas 2017 de los muestreos realizados en embalses, por niveles de presión por presencia de "EEI no solo de peces" (nula en azul oscuro, media-alta en rosa).



hay alteración por caudales naturales, un aumento del número de exóticas se corresponde con una disminución de *Ratio A:P*.

El modelo obtenido cuando la presión analizada ha sido "EEI no solo de peces" utilizado en los análisis IMPRESS (*Gráfico 6*), se aprecia una pendiente negativa y pronunciada entre *Ratio A:P* y *Exóticas 2017*, cuando el nivel de presión es alto (rosa), lo que significa que, en presencia de esta presión ("EEI no solo de peces"), conforme aumenta el número de especies piscícolas exóticas, se evidencia una clara disminución de las especies autóctonas que potencialmente deberían estar presentes.

Como conclusión a los análisis realizados, podemos señalar que, se hace patente que en aquellos tramos donde las alteraciones o presiones consideradas significativas, conforme aumenta el número de especies piscícolas exóticas invasoras, se observa una clara disminución del número de especies autóctonas que potencialmente deberían estar presentes, lo que podría estar identificando

una relación entre alteraciones y presencia de especies exóticas.

6.4.3. Análisis de componentes principales (PCA)

La utilización de la proyección de los resultados del análisis de componentes principales (PCA), nos ayuda en la interpretación de los datos ya que, este tipo de análisis reduce la dimensionalidad de un conjunto de datos, en nuestro caso las estaciones de muestreo, y extrae los principales gradientes de variación.

En este estudio, el 82.50% del gradiente de variación se puede explicar con dos variables correlacionadas positivamente (*Gráfico 7*), representados por dos ejes, la variable *Autóctonas 2017* (eje 1) y la variable *Exóticas 2017* (eje 2). En el caso de la variable que considera la presencia de especies autóctonas en referencia a la potencialidad del tramo (*Potenciales*), podemos observar que toma una posición intermedia entre las otras 2 variables anteriores.

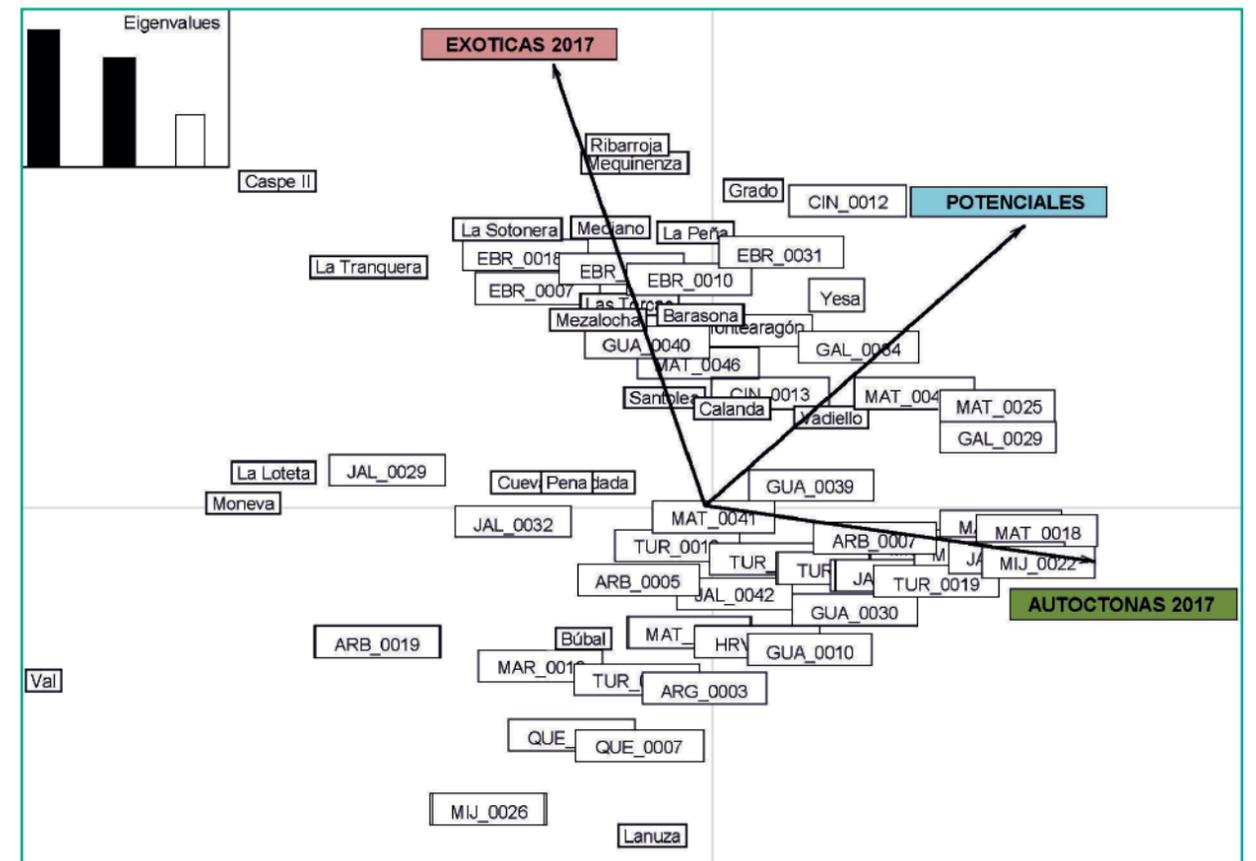


Gráfico 7. Gráfico biplot con los ejes definidos por los 2 primeros componentes principales del análisis PCA, que sitúa los muestreos realizados en ríos y en embalses, en función de su relación con las variables Exóticas 2017, Autóctonas 2017 y Potenciales.

Se aprecia cierta estructuración de los datos en torno a las 3 variables; los muestreos en embalses, junto con los realizados en el cauce del Ebro, se sitúan por lo general en valores máximos positivos de *Exóticas 2017*, y a su vez, presentan un número bajo de especies autóctonas (lado negativo del eje 1).

Pese a que este trabajo no pretende profundizar en detalle en los resultados obtenidos en este análisis, sí que permite extraer la información sobre la situación que tiene cada estación respecto al estado de conservación de las especies autóctonas presentes en el tramo y a su vez, pueden llegar a permitir obtener generalidades a nivel de cauce.

Destaca también, la mayor correlación existente entre *Autóctonas 2017* y *Potenciales* en las estaciones situadas en ríos, respecto a los muestreos realizados en los embalses. A rasgos generales, los resultados de este análisis nos ayudan a confirmar lo observado y discutido hasta ahora; hay una mayor presencia de especies exóticas en los embalses que en los ríos, la cual se correlaciona negativamente con el número de especies autóctonas.

6.4.4. Resultados de los análisis estadísticos

Finalmente y tras los diferentes análisis estadísticos aplicados, nos permiten extraer información relativa a las posibles causas del actual declive de las especies piscícolas autóctonas, sin perder de vista el alto dinamismo de estos ecosistemas (Erős, *et al.*, 2012), que pueden llegar a enmascarar o diluir en nuestros análisis la envergadura real de las presiones que están siendo el motor de cambio en nuestras comunidades piscícolas, por lo que, siempre resulta interesante completar esta información con otras experiencias y estudios similares para entender mejor la complejidad de esta problemática y plantear medidas de cara a su gestión.

La correlación negativa (aunque baja) entre el número de especies autóctonas y las especies exóticas invasoras capturadas en 2017 (*Tabla 20*) mostró una relación, que, aunque no es de causalidad o causa-efecto (Downie y Heath, 1971), sí indica una tendencia.

Podemos considerar que, en la revisión del estado de las poblaciones piscícolas en Aragón realizado en 2017, aquellos puntos con mayor riqueza de especies exóticas fueron los que tuvieron una menor riqueza de especies autóctonas, como muestran los resultados estadísticos, de acuerdo con los resultados de diversos estudios similares (Blanco, 2009; Cucherousset y Olden, 2011; García-Berthou *et al.*, 2014). El resto de la varianza es probable que responda a otros factores, como las presiones sobre las masas de agua.

Por otro lado, la no correlación entre el número de especies potenciales y el número de exóticas muestreadas en 2017 era esperable, debido a que los patrones de distribución de las especies exóticas no responden a la presencia o ausencia de especies autóctonas, sino a otros factores físicos como el nivel de alteración de las masas, dinámica fluvial, temperatura, presencia de embalses, etc. (Prenda *et al.*, 2002).

Conjuntamente a todo lo expuesto, hay que tener en cuenta que un mayor número de especies autóctonas no implica necesariamente un mejor estado de la comunidad, pues cada tipología de río lleva asociada una riqueza y estructura de la comunidad determinada; por ejemplo, los ríos de alta montaña presentan unas condiciones que la mayoría de especies autóctonas no pueden soportar, sólo la trucha y el pascardo están adaptados a ellos, como se ha visto en los resultados del análisis de los inventarios piscícolas.

Por otro lado, los resultados también corroboran la hipótesis esperable de que los embalses albergan un mayor número de especies exóticas que los ríos, donde la supervivencia a largo plazo de las especies autóctonas resulta difícil (Ross, 1991; Corbacho y Sánchez, 2001), y el valor de la variable *Ratio A:P* generalmente es bajo y en todo caso, menor que en la mayoría de los ríos. Por el contrario, en los ríos, sobre todo aquellos con un marcado régimen mediterráneo y altamente estacionales de cauces no perturbados y no regulados ("hipótesis de resistencia ambiental", Moyle, 1986), hace que la presencia de especies autóctonas sea la predominante y limitante para muchas especies alóctonas.

Se ha apreciado en diversos estudios previos la dificultad de establecer relaciones directas entre la presencia de especies exótica invasoras y la regresión de las especies autóctonas, debido a que hay muchos factores que afectan de manera simultánea en esta regresión y es difícil separar y cuantificar su influencia de manera separada (Ross, 1991; Corbacho y Sánchez, 2001), y a que hay una falta de conocimiento exacto sobre los mecanismos de impacto de la mayoría de las especies de peces alóctonas de agua dulce introducidas en la península ibérica (Leunda, 2010). Al mismo tiempo, nuestras especies autóctonas hace tiempo que se encuentran alejadas de las condiciones ecológicas óptimas en muchos de nuestros ríos.

Esta dificultad de mostrar relaciones causa-efecto al hacer correlaciones también la han encontrado otros estudios que han estudiado diversos factores como causa de regresión de las

especies autóctonas (Maceda-Veiga *et al.*, 2017), en los que también se sugiere que la respuesta se debería buscar en la realización de estudios más localizados y específicos.

Pese a estas dificultades, que no pueden ser obviadas, el resultado de nuestro trabajo, fundamentalmente en el *Modelo Lineal Generalizado* (GLM), claramente relaciona la disminución de las especies autóctonas respecto a las que debería estar presentes potencialmente (*Ratio A:P*) cuando se observa la presencia de especies exótica invasoras (*Exóticas 2017*) en el mismo tramo, siendo la única variable explicativa. Este resultado se corresponde con la afirmación de muchos autores de que las especies exóticas invasoras (y no solo de peces), causan un impacto negativo sobre las especies autóctonas, tanto a nivel global (Leprieur *et al.*, 2008), como en áreas de estudio más reducidas como el realizado en nuestro trabajo (o península ibérica en general; Elvira y Almodóvar, 2001; Prenda *et al.*, 2006; García-Berthou *et al.*, 2007).

Las presiones por alteraciones morfológicas en los cauces también se han mostrado significativas, lo que coincide con diversos autores que consideran que las alteraciones morfológicas (e hidrológicas) tienen gran influencia sobre el estado de las comunidades de peces (Closs *et al.*, 2015; Maceda-Veiga *et al.*, 2017b; García de Jalón, 2008) y de los hábitats fluviales en general (Ollero, 2009). El elevado grado de deterioro antropogénico de los ecosistemas fluviales como las canalizaciones, cambios en el lecho del río, escolleras, cambios de la forma natural del cauce, etc., además de la destrucción directa en el hábitat de las especies, tienen consecuencias a largo plazo en las comunidades de peces (López-Tarazón *et al.*, 2014).

La interrupción de la conectividad de la red fluvial impide el funcionamiento adecuado de las poblaciones de peces, y provoca la pérdida de la capacidad de reproducción de muchas especies migradoras (García de Jalón, 2008) como la anguila, barbo de Graells, culirroyo, etc. Asimismo, el aislamiento de las poblaciones piscícolas reduce progresivamente el tamaño de las poblaciones mantenidas en cada uno de los tramos fragmentados, haciendo a las poblaciones mucho más vulnerables a eventos catastróficos y procesos estocásticos, aumentando así el riesgo de que alcancen un umbral por debajo del cual son inviables y se reduzca el número de especies original (Rosenzweig, 1995).

Otra de las características intrínsecas de las zonas embalsadas por presas o azudes, es el carácter léntico de sus aguas, estos hábitats de aguas detenidas favorecen la colonización de especies

exóticas invasoras debido a su buena adaptación a estos ambientes, y pueden llegar a desplazar a las autóctonas (Castro Díez, 2004).

Cuando se ha aplicado el modelo sólo en los muestreos localizados en embalses, los resultados coinciden con los obtenidos por Boix *et al.* (2010). Las alteraciones hidrológicas (presión por alteración de caudales) son sobre todo significativas en los embalses y causan el declive de las especies autóctonas, además de favorecer la colonización de especies exóticas invasoras (García de Jalón, 2008). Esto último también se ha reflejado en los resultados del presente trabajo; las especies exóticas de peces, así como las especies exóticas en general (*Exóticas 2017* y *P.EEI*) han resultado significativas, ya que se ha observado una disminución en el número de especies autóctonas respecto a las esperables si el tramo no se encontrase modificado.

Además de estos efectos, los embalses intensifican el efecto de sequía aguas abajo, alterando la composición y estructura de las comunidades de peces (Boix *et al.*, 2010). A pesar de que los peces mediterráneos muestran cierta adaptación a periodos secos (Morán-López *et al.*, 2006), los periodos de bajos caudales demasiado largos o en momentos diferentes a los naturales pueden tener consecuencias negativas para los peces, como por ejemplo para las especies reófilas, que necesitan aguas corrientes para desovar y para el desarrollo de sus alevines, o las litófilas (*Tabla 3*), que pueden haber desovado en gravas que queden al descubierto con caudales bajos, malográndose la puesta (García de Jalón, 2008). Además, las alteraciones de caudales pueden provocar la degradación (erosión) del cauce hasta una distancia considerable aguas abajo de las presas, ya que sueltan aguas sin sedimentos que erosionan al lecho, quedando en éste únicamente los más gruesos. El proceso continúa hasta que se forma un sustrato estable sin elementos finos (a veces rocoso), de carácter impermeable e inapropiado para las poblaciones de macroinvertebrados y peces. Además, suponen cambios en la vegetación riparia, pues se altera el régimen natural de avenidas y las orillas se cohesionan al establecerse una vegetación más continua en ellas, lo cual puede reforzar la erosión (Raynov *et al.*, 1986).

Las conclusiones del estudio de Maceida-Vega *et al.* (2017b), salvando las distancias, pueden tener cierta relación con nuestros resultados acerca de la significancia de las presiones por alteraciones morfológicas. En dicho estudio, se señalan estas alteraciones, junto con las hidrológicas, como la amenaza fundamental para la protección y conservación de los ríos en el noreste de la Península,

incluso mucho más que la calidad del agua o la presencia de especies invasoras en el medio natural, y señalan la restauración hidromorfológica de los ríos como la principal estrategia para beneficiar a la ictiofauna en dicha área de estudio, que coincide en gran parte con el área estudiada en este trabajo.

Por otro lado, numerosa bibliografía señala a la vegetación de ribera como un factor importante en relación a la calidad del hábitat fluvial, y por ende para los peces (Saunders *et al.*, 2002). Aunque no se ha analizado este factor concreto en nuestro estudio, claramente se encuentra relacionada con las alteraciones morfológicas e hidrológicas, y tiene un importante rol en el control de la contaminación del agua y su estado físico-químico. La conservación y restauración de unos hábitats ribereños adecuados tienen efectos positivos significativos en diversos aspectos; entre ellos destacamos la reducción de la erosión, la mitigación de la contaminación difusa (sobre todo la proveniente de actividades agrícolas y ganaderas) y puntual (aguas residuales), reduciendo la afluencia de nutrientes que llegan a las masas de agua (Collins *et al.*, 2012; Turunen *et al.*, 2018), y la creación de zonas de sombra, de vital importancia para la regulación de la temperatura, lo que puede resultar favorable en un futuro debido a los esperados efectos del cambio climático (Melcher *et al.*, 2016).

La presencia de especies exóticas invasora es considerada como uno de los principales problemas para la conservación de nuestra biodiversidad, sus impactos son múltiples en las poblaciones autóctonas de peces (García-Berthou *et al.*, 2015). Éstos pueden ser genéticos, por hibridación (Loockwood *et al.*, 2007) o por el similar fenómeno introgresión-flujo génico entre poblaciones distintas cuando algunos de sus individuos se hibridan y luego los híbridos se cruzan con individuos de las poblaciones parentales (Rhymer y Simberloff, 1996)-, como ha ocurrido en nuestro área de estudio con la trucha común autóctona, de la que apenas quedan poblaciones genéticamente "puras" por la introgresión causada por la hibridación con la variedad centroeuropea. También producen cambios en el comportamiento, morfología, crecimiento, mortalidad, etc. de las poblaciones autóctonas (Lockwood *et al.* 2007; Cucherousset y Olden, 2011). Estos impactos son los más importantes en la fase de introducción de la especie exótica, según García Berthou *et al.* (2015), aunque en algunas ocasiones se detectan al cabo de un tiempo (Parker *et al.*, 1999). A nivel poblacional, el mecanismo de impacto principal es la depredación, como el que ejercen diversas especies piscívoras que han sido localizadas en las masas de agua el

área de estudio, nuestras especies autóctonas son especialmente sensibles al no haber evolucionado bajo esta presión depredadora (Ribeiro y Leunda, 2012). Esta presión se puede transmitir al nivel de comunidades piscícolas, por los cambios en la proporción de especies, estructura trófica y extinciones locales (o masivas) que producen (Cucherousset y Olden 2011). Pero este impacto no acaba aquí; diversas introducciones han manifestado un impacto ecosistémico en ciclos biogeoquímicos y estructura del hábitat, como ha sido el caso de la carpa o la gambusia (Angeler *et al.* 2002). En nuestra área de estudio, la gambusia puede estar ejerciendo un alto impacto a este nivel, debido a que como se ha visto en los resultados, es una de las especies alóctonas más presentes en los puntos de muestreo analizados en ríos.

Para remediar este impacto, la medida más directa sería su erradicación, pero numerosos autores coinciden en su dificultad y generalmente baja efectividad (Castro-Díez *et al.*, 2004). A pesar de ello pueden ser útiles en determinadas situaciones, sobre todo en ríos pequeños y masas de agua aisladas como los ibones, aunque de forma general se considera que resulta más efectiva una restauración de los ecosistemas, que como se ha explicado pueden estar ayudando a la presencia y establecimiento de las especies exóticas.

Ante esta incertidumbre, mientras se siga investigando para aumentar la comprensión de las interacciones de las presiones que afectan a nuestros ecosistemas, debe prevalecer el principio de precaución, pues tras la introducción de una especie en un medio nuevo para ella, resulta imposible determinar cómo, cuándo, sobre qué especies y en qué magnitud van a manifestarse sus efectos, de acuerdo con "Frankenstein effect" (Moyle *et al.* 1987), pues sus consecuencias entre las que encontramos la pérdida de ictiofauna autóctona en este caso, pueden ser irreversibles (Leunda, 2010).

Según Côté *et al.* (2016), en un futuro cercano será posible predecir estas interacciones a través de distintas estrategias; gracias a los meta-análisis de los efectos ecológicos de múltiples factores de estrés en diferentes ecosistemas; por medio de la investigación orientada a la gestión, actuando sobre factores estresantes más locales, manejables y realistas, que ayuden a documentar la recuperación ecológica después de eliminar las causas de degradación identificadas. Este tipo de gestión deberá adaptarse a los resultados obtenidos a través de una planificación adecuada y monitoreando a largo plazo, a través de inventarios, que evalúen si la gestión del problema obtiene los resultados esperados.

7. Delimitación de áreas importantes para la conservación de la ictiofauna en Aragón

Tal y como se ha venido exponiendo, se considera trascendental la designación de áreas importantes para la conservación de la ictiofauna en Aragón, ya que la preservación de sus hábitats resulta fundamental a corto y medio plazo para asegurar la conservación de las especies.

El desarrollo de este trabajo nos ha permitido realizar una selección de tramos fluviales que presentan un especial interés e importancia por la fauna piscícola que albergan. Esta aproximación tiene como finalidad principal fundamentar la localización de aquellas áreas que sean importantes para nuestra ictiofauna más amenazada, por lo que no está cerrada y es susceptible a ser ampliada y mejorada. Consideramos que estas áreas deberían incluirse entre los objetivos prioritarios en la planificación de cualquier trabajo de recuperación o conservación de especies piscícolas, pero no se debe olvidar que, sin la protección de áreas suficientes para la especie y una conectividad adecuada entre ellas, sólo la protección de estas áreas será claramente insuficiente para garantizar su conservación.

En este capítulo se muestran las áreas que han sido seleccionadas como importantes para la conservación de la ictiofauna en Aragón (AICIA). Su descripción es el colofón de este trabajo. Resta ahora el gran desafío que supone garantizar que la información recopilada, y presentada aquí, sea integrada en el proceso de planificación de políticas y medidas efectivas de conservación en Aragón.

La selección de las áreas importantes para la conservación de la ictiofauna ha sido realizada en dos niveles (*Tabla 22*), siendo el objetivo final en ambos que todas las especies presentes en Aragón con un grado de amenaza reconocido (o bien por la normativa europea, nacional o autonómica bajo alguna catalogación o bajo una categoría de amenaza establecida por la UICN, así como por la rareza de la especie en el territorio aragonés), tengan

identificadas algunas de las mejores áreas fluviales donde dichas especies todavía se encuentran en un buen estado de conservación. Esta selección está concebida para dar cobertura a las especies más sensibles de nuestro territorio, pero a su vez dan cobijo a muchas otras especies autóctonas que cohabitan con ellas, sirviendo de esta manera como paraguas para toda la comunidad piscícola existente en estos tramos fluviales, tal y como se puede observar en la *Tabla 23*.

ÁREAS TIPO I. Se trata de tramos fluviales que presentan las mejores poblaciones de las especies con mayor prioridad de conservación, seleccionadas conforme a las variables utilizadas para el análisis estadístico de las estaciones de muestreo.

- Estaciones que no presenten capturas de especies exóticas invasoras en los muestreos de 2017. Se ha hecho excepción cuando el tramo en cuestión ha presentado varias especies con prioridad de conservación y sólo ha habido presencia de una especie invasora.
- Estaciones cuyo resultado de presión global del análisis IMPRESS no sea "alto" (valor igual o mayor a 20). Cuando el valor de dicha presión ha sido medio (entre 15-20) se ha analizado más detalladamente la situación (fichas de resultados para cada uno de los tramos, disponibles en el visor cartográfico de la CHE) y se ha decidido la selección o no del punto de muestreo en cuestión, según magnitud, impacto y reversibilidad de las presiones.

ÁREAS TIPO II. Son las áreas que incluyen las especies más raras o con menor densidad que quedan excluidas en el análisis de las Áreas Tipo I. Estas especies, debido a la dificultad de su muestreo y bajas densidades, no fueron localizadas o muy esporádicamente en las revisiones realizadas en el año 2017, pero debido a su futuro incierto y elevada amenaza en Aragón requieren de, al menos, la

descripción de sus áreas más importantes y prioritarias. Estas áreas han sido descritas para el blenio (*Salapia fluviatilis*), la colmilleja (*Cobitis paludica*) y la lamprehuela (*Cobitis calderoni*).

Para la descripción de estas Áreas Tipo II se han utilizado los datos históricos existentes y algunos muestreos realizados en el año 2019, especialmente en el caso de blenio (*Salapia fluviatilis*). Además, se han revisado los trabajos realizados por el Servicio Provincial de Huesca, que a principios de la década de los 2000 definió los conocidos como tramos de río importantes para la vida acuática en la provincia de Huesca (TRIVAS).

En el caso de la trucha común, su inclusión en este grupo de especies prioritarias, y por tanto la selección de sus AICIA, resulta un poco especial ya que, si bien es una especie no catalogada y se considera pescable, existen escasísimas poblaciones consideradas estrictamente autóctonas y que carezcan de introgresión genética (debida a las repoblaciones históricas para la pesca deportiva realizadas en todo el territorio español con truchas de origen mayoritariamente centroeuropeo). Por ello, se considera esencial dar protección a las áreas donde la trucha común preserva sus características genéticas inalteradas, además de que se

trata de una especie especialmente sensible a los cambios previsible en las masas fluviales debido al cambio climático.

Algunas de las Áreas Tipo II seleccionadas presentan unas presiones consideradas como importantes, tanto por la presencia de especies exóticas, como por las presiones de carácter antrópico, como puede ser la contaminación o las alteraciones hidromorfológicas que se han realizado en los cauces. Aun así, se ha priorizado la relevancia de las especies presentes que todavía se encuentra en densidades remarcables, y será imprescindible tener este hecho en consideración si se acometen medidas o planes de acción para su recuperación.

La conservación de estas áreas deberá estar sustentada en instrumentos normativos, o de otro carácter administrativo, que puedan garantizar la realización de medidas activas y pasivas de conservación de los hábitats y de las especies que los habitan. Como se puede ver en la *Mapa 41*, muchos de estos tramos fluviales se encuentran incluidos en la red Natura 2000, y algunos de ellos fueron propuestos como Lugares de Importancia Comunitaria (LIC) claramente por el interés de los tramos fluviales que albergan. Este es el caso del LIC ES2430077 Bajo Gállego (AICA 14), LIC ES2410073 Ríos Cinca



Río Morana en el Parque Natural del Moncayo (Foto: ©egines)

Tabla 22 Selección áreas importantes para la conservación de ictiofauna en Aragón (AICIA).

	ÁREAS TIPO I	ÁREAS TIPO II
<i>Salapia fluviatilis</i> SALFLU		AICIA – CINCA MEDIO AICIA – CINCA BAJO AICIA – MATARRAÑA AICIA – GUADALOPE ALCAÑIZ
<i>Achondrostoma arcasii</i> ACHARC	AICIA – MIJARES AICIA – MATARRAÑA AICIA – AGUASVIVAS	AICIA – LINARES AICIA – ARBA DE LUESIA AICIA – RIEL
<i>Cobitis calderoni</i> COBCAL		AICIA – MATARRAÑA AICIA – MIJARES
<i>Cobitis paludica</i> COBPAL		AICIA – ARAGÓN AICIA – VERAL AICIA – ARAGÓN SUBORDAN AICIA – ESTARRÚN AICIA – LUBIERRE
<i>Barbatula quignardi</i> BARQUI	AICIA – ARAGÓN AICIA – MATARRAÑA AICIA – GÁLLEGO	AICIA – ARBA DE LUESIA AICIA – ARA BAJO AICIA – VERAL AICIA – ARAGÓN SUBORDAN AICIA – CINCA MEDIO
<i>Squalius valentinus</i> SQUVAL	AICIA – MIJARES	AICIA – LINARES
<i>Squalius laietanus</i> SQULAI	AICIA – MATARRAÑA	AICIA – CINCA MEDIO AICIA – CINCA BAJO
<i>Squalius pyrenaicus</i> SQUPYR		AICIA – PIEDRA
<i>Parachondrostoma miegii</i> PARMIE	AICIA – GÁLLEGO AICIA – MATARRAÑA AICIA – ARANDA	AICIA – ISÁBENA AICIA – VERO AICIA – ARA BAJO AICIA – CINCA MEDIO AICIA – ALCANADRE
<i>Parachondrostoma turiense</i> PARTUR	AICIA – MIJARES AICIA – TURIA	AICIA – GUADALAVIAR
<i>Salmo trutta</i> SALTRU		AICIA – GUARGA AICIA – IZAS AICIA – BALIERA AICIA – MORANA AICIA – LINARES

y Alcanadre (AICA 2, 11 y 12), LIC ES2430097 Río Matarraña (AICA 22) o LIC ES2410060 Río Aragón - Canal de Berdún (AICA 5), entre otros, cuyas especies y hábitats que causan su declaración son de carácter eminentemente fluvial. Aun así, hay otros ríos con un elevadísimo valor debido a la gran diversidad y entidad de las especies que albergan que no se encuentran actualmente protegidos bajo ninguna figura de protección o sólo se encuentran protegidos parcialmente, como puede ser la situa-

ción del río Alfambra, la cabecera del río Aguasvivas o el barranco de Izas.

Asimismo, es importante señalar que las actuaciones dirigidas a la conservación de estas áreas fluviales con actuaciones a pequeña escala limitándose al cauce fluvial y sobre parámetros concretos, serán siempre insuficientes si no somos capaces de actuar a escalas espaciales mayores cubriendo toda la cuenca vertiente que le puede afectar.

Mapa 41. Áreas Importantes para la Conservación de la Ictiofauna en Aragón

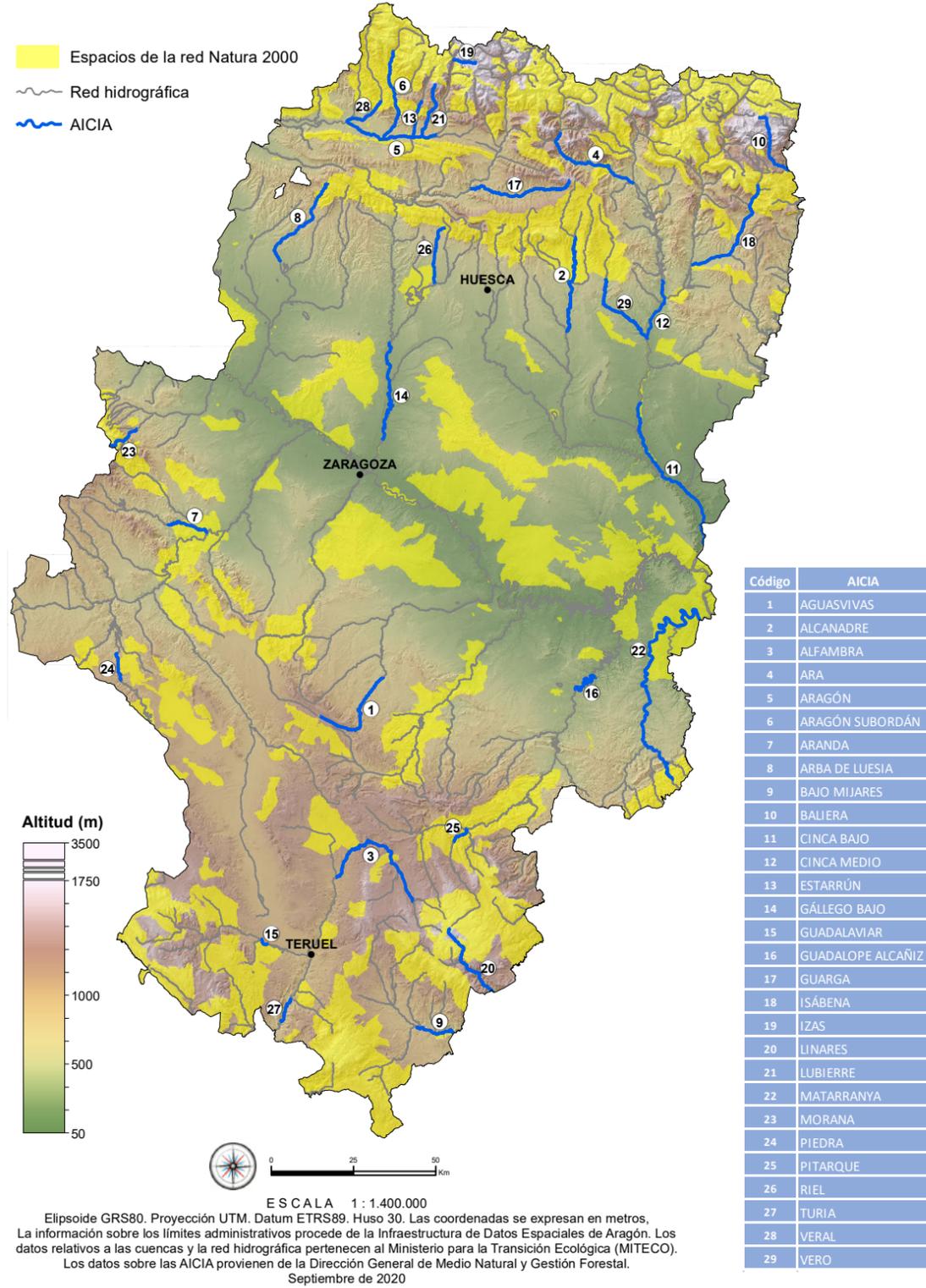


Tabla 23. Relación de AICIA seleccionadas en Aragón y especies piscícolas que albergan. (1 = especie presente; 0 = especie ausente).

Alicia	Cód.	Salflu	Acharc	Squilai	Squval	Squpyr	Cobcal	Cobpal	Barqui	Parmie	Partur	Barhaa	Lucgra	Lucgui	Saltru	Gobloz	Phobig	Eei
Aguasvivas	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0
Alcanadre	2	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	0	1	1	0	1
Alfambra	3	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	0	0	0
Ara Bajo	4	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	1	0	1	0	1	0
Aragón	5	0	0	0	0	0	1	0	1	1	0	1	1	0	1	1	1	1
Aragón Subordán	6	0	0	0	0	0	1	0	1	1	0	1	1	0	1	0	1	0
Aranda	7	0	1	0	0	0	0	0	1	1	0	1	1	0	1	0	0	0
Arba de Luesia	8	0	1	0	0	0	0	0	1	1	0	1	1	0	1	0	0	0
Bajo Mijares	9	0	1	0	1	0	0	1	0	0	1	1	0	1	1	0	0	1
Baliera	10	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cinca Bajo	11	1	0	1	0	0	0	0	1	1	0	0	1	0	0	0	0	1
Cinca Medio	12	1	0	1	0	0	0	0	1	1	0	1	1	0	1	1	0	1
Estarrún	13	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	1	0	1	0
Gállego Bajo	14	0	0	0	0	0	1	0	1	1	0	0	1	0	1	0	0	1
Guadalaviar	15	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	1	0	0	1
Guadalope Alcañiz	16	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0	1	1	0	0	1	0	1
Guarga	17	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	0	1	0	0	0
Isábena	18	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	0	1	0	0	1
Izas	19	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
Linares	20	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0
Lubierre	21	1	1	0	0	0	1	0	1	1	0	1	1	0	1	0	1	0
Matarranya	22	1	1	0	0	0	0	1	1	1	0	1	1	0	1	0	1	0
Morana	23	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0
Piedra	24	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0	1	1	0	1	0	0	1
Pitarque	25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Riel	26	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	0	1	0	0	0
Turía	27	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	0	0	0	0
Veral	28	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	1	0	1	0	1	0
Vero	29	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	0	1	0	0	1

8. Comentarios finales

Tras analizar en el trabajo numerosos inventarios y estudios piscícolas, resulta evidente la necesidad de homogeneizarlos (con respecto a la metodología de muestreo, recogida de variables, cálculo de índices), para que los resultados obtenidos sean comparables entre sí. No sólo facilita la extracción de la máxima información posible de cada uno de ellos, sino que además permitiría realizar análisis con los datos de densidades o proporción de especies en una comunidad.

En las últimas décadas ha habido una considerable regresión de las especies piscícolas autóctonas de Aragón, y una creciente colonización de especies exóticas invasoras. También hay especies autóctonas que podrían estar comportándose como invasoras debido a traslocaciones entre cuencas, como sería el caso del piscardo.

Una de las principales conclusiones de este estudio es la certeza de que en, aproximadamente, la mitad las estaciones de muestreo han sido localizadas menos de la mitad del número de especies autóctonas potenciales que pueden albergar dichos tramos; y las especies autóctonas sólo se han podido localizar, de media, en un 40 % de los puntos situados en sus respectivas distribuciones potenciales. Las que menos porcentaje de aparición han mostrado son la anguila, el pez lobo, la lamprehuela, la colmilleja y el blenio, todas ellas actualmente catalogadas en alguna de las categorías de amenaza, autonómica o estatal. Sin embargo, ninguna cuenta con un plan de acción con medidas específicas para su conservación.

Pese a las evidencias de un claro declive en la distribución y, probablemente, en la densidad de nuestras poblaciones autóctonas, concretar las causas y dimensionar cómo operan en él resulta mucho más complejo ya que son múltiples y diversas, tanto las debidas a la colonización de las especies invasoras como por otras presiones sobre los ecosistemas acuáticos.

El incremento de la presencia de especies exóticas en nuestros ríos ha mostrado una correlación negativa con la presencia de especies autóctonas, relación que se ha visto acentuada en los embalses, donde estas especies se localizan mayoritariamente, así como en otras masas de agua con importantes alteraciones, como es el cauce principal del río Ebro. Las especies exóticas son todavía relativamente escasas en nuestros ríos, probablemente debido a su régimen mediterráneo, con grandes oscilaciones temporales a las que las especies alóctonas no se encuentran bien adaptadas y les resultan limitantes.

El efecto de la traslocación de especies autóctonas entre cuencas en Aragón no se encuentra bien descrito ni estudiado con suficiente formalidad hasta el momento, por lo que sería necesario analizar genéticamente algunas distribuciones "raras" de especies autóctonas y analizar posibles traslocaciones.

Desde el punto de vista de las presiones, en puntos de muestreo con alteraciones morfológicas y de los caudales naturales, los análisis han mostrado una disminución del número de especies autóctonas con respecto a las especies potenciales de cada tramo conforme aumenta el número de especies exóticas de peces. A pesar de que no se pueden hacer generalizaciones y se necesita estudiar cada caso para adoptar las medidas más adecuadas, resulta evidente la importancia de la restauración hidromorfológica, en ocasiones más efectiva que la eliminación de especies exóticas invasoras.

Se necesita seguir investigando sobre el funcionamiento de las invasiones biológicas pues aún hay mucha incertidumbre con respecto a este tema, sobre todo a la hora de encontrar relaciones directas y unidireccionales con el descenso o desplazamiento de las especies autóctonas. Mientras tanto, debe prevalecer el principio de precaución y evitar nuevas introducciones. En general, también

hay un vacío de conocimiento sobre cómo se ve afectada cada especie piscícola por otras perturbaciones sobre el hábitat, aparte de por las diferentes especies exóticas invasoras.

Es necesario revisar los catálogos de especies amenazadas y protegidas para que se adapten a la realidad de la situación actual, e implementar con urgencia adecuados planes de recuperación y conservación de estas especies, que reviertan la situación actual y, sobre todo, la tendencia regresiva de nuestra ictiofauna autóctona. Para ello, se requerirá indefectiblemente diseñar una red de control para la realización de muestreos piscícolas anuales dando preferencia a las zonas de mejor estado de conservación con el objetivo de su protección y de obtener información para caracterizar la dinámica de la comunidad actica en los lugares de referen-

cia. También sería interesante añadir puntos de control para cubrir la zonación longitudinal de los ríos, así como zonas con altas presiones. Para ello, sería interesante realizar una tramificación en unidades con características hidrológicas, morfológicas y biológicas similares.

La cartografía realizada en este trabajo definiendo las áreas potenciales de las especies piscícolas, así como la selección de las Áreas Importantes para la Conservación de la Ictiofauna en Aragón, tiene como fin último su uso en el diseño de planes de recuperación o conservación de especies piscícolas, pues suponen la referencia más clara y cercana en la selección de las áreas de actuación de dichos planes, incluyendo masas de agua artificiales que podrían no ser consideradas tomando como referencia la distribución "natural" de las especies.

9. Listado de abreviaturas y siglas

Se reflejan por orden alfabético las abreviaturas utilizadas a la hora de citar las fuentes bibliográficas, con expresión de su significado.

CCAA: Comunidades Autónomas

CEAA: Catálogo de especies amenazadas de Aragón. Se aprobó por el Decreto 49/1995 y fue modificado por el Decreto 181/2005, de 6 de septiembre.

CEEA: Catálogo Español de Especies Amenazadas. Se aprobó por el Real Decreto 139/2011, de 4 de febrero, para el desarrollo del Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial y del Catálogo Español de Especies Amenazadas.

CPUE: Concepto de captura por unidad de esfuerzo como indicador de abundancia relativa. Unidad que expresa los resultados de las capturas con pesca eléctrica o redes referidos a un área muestreada (ha) o unidad de tiempo (hora)

DGA: Diputación General de Aragón

DMA: Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 23 de octubre de 2000, por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas.

EI: Especie Exótica Invasora.

FAME: Fish Based Assessment Method for the Ecological Status of European Rivers (Método de evaluación del estado ecológico de los ríos europeos basado en peces).

IHF: Índice de Hábitat Fluvial (Pardo *et al.* 2004)

IHG: Índice Hidrogeomorfológico (Ollero, 2007)

MAGRAMA: Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (2011-2016)

MARM: Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino (2008-2011)

SARGA: Sociedad Aragonesa de Gestión Agroambiental.

QBR: Índice de Calidad de Ribera (Munné *et al.* 1998)

UICN: Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza.

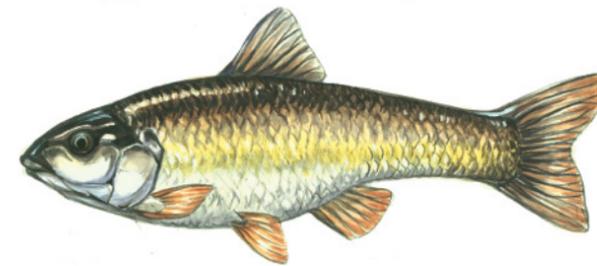
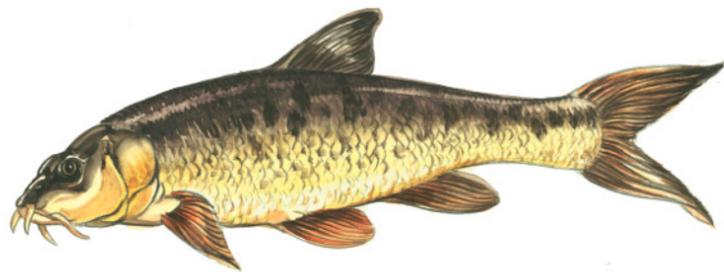
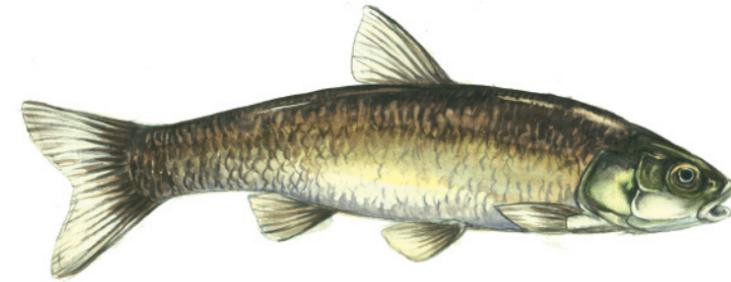
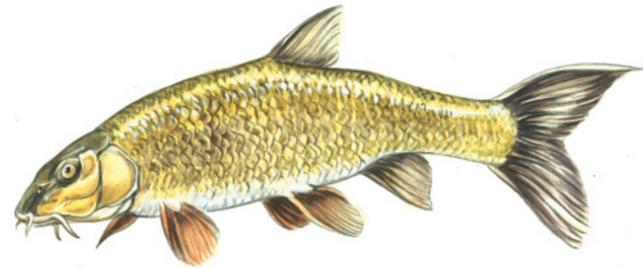
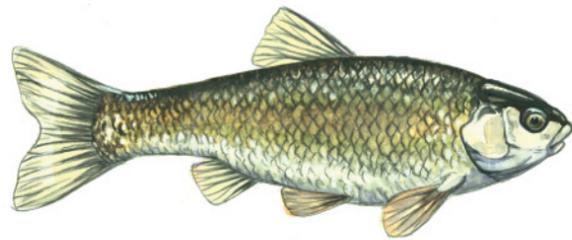
10. Bibliografía

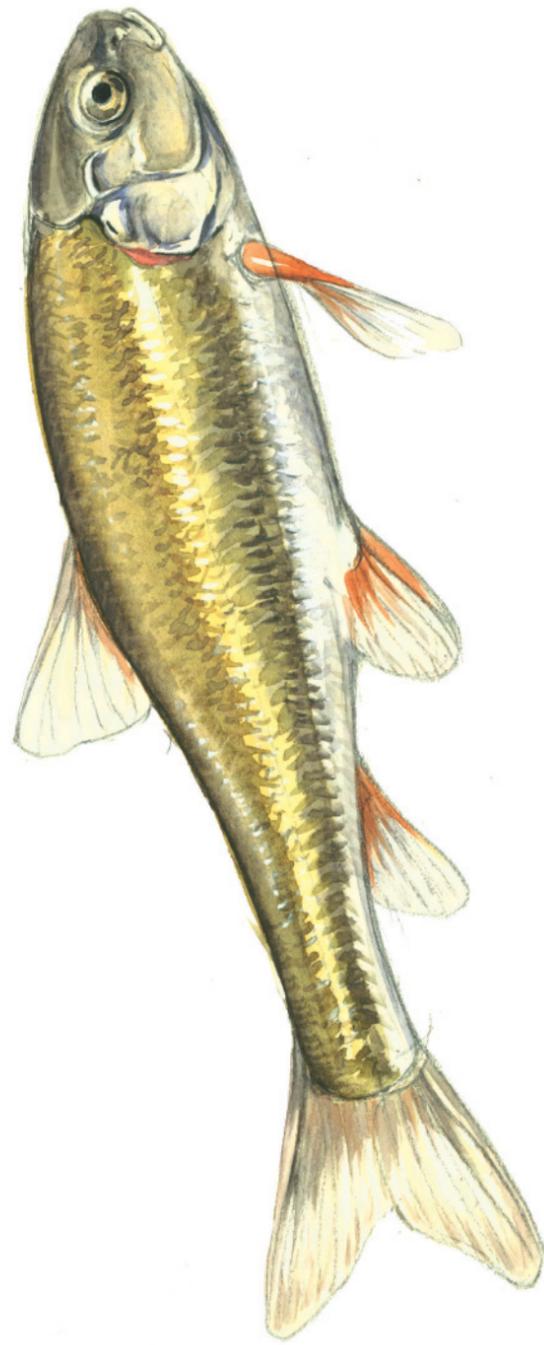
- A
- Agencia Vasca del Agua. 2015. *Sistema de evaluación de la comunidad piscícola en ríos de la CAPV*. Informe Técnico. 120 pp. Informe elaborado por UTE Anbiotek-Ekolur para la Agencia Vasca del Agua (URA)
- Almeida, D., Grossman, G. D. 2012. Utility of direct observational methods for assessing competitive interactions between non-native and native freshwater fishes. *Fisheries Management and Ecology*, 19(2), 157–166.
- Almodóvar, A., Nicola, G.G., Leal, S., Torralva, M., Elvira, B. 2012. Natural hybridization with invasive bleak, *Alburnus alburnus* threatens the survival of Iberian endemic calandino, *Squalius alburnoides* complex and South Iberian chub *Squalius pyrenaicus*. *Biological Invasions* 14:2237-2242
- Alonso, C., Gortázar, J., García de Jalón, D. 2010. *Trucha común – Salmo trutta*. En: Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles. Salvador, A., Elvira, B. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid.
- Álvarez, L. 2005. Metodología para la utilización de los macroinvertebrados acuáticos como indicadores de la calidad del agua. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt Bogotá, D.C., 2005
- Amat-Trigo, F. 2015. *Gobio – Gobio lozanoi*. En: Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles. Salvador, A., Elvira, B. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid.
- Angeler, D.G., Alvarez-Cobelas, M., Sánchez-Carrillo, S., Rodrigo, M.A. 2002. Assessment of exotic fish impacts on water-quality and zooplankton in a semi-arid floodplain wetland. *Aquatic Sciences* 64:76-86.
- Ansola, G., de Luis, E., Bustillo JM, (2018). Protección y recuperación del medio acuático. *Researchgate*. Pp. 33
- Aparicio, E., Josep, M., Maria, J., De Sostoa, A. 2000. Decline of Native Freshwater Fishes in a Mediterranean Watershed on the Iberian Peninsula: A Quantitative Assessment. *Environmental Biology of Fishes*, 59: 11-19.
- Asociación para la Conservación Piscícola y Ecosistemas Acuáticos del Sur. 2005. *La introducción y proliferación de las especies piscícolas exóticas invasoras en las provincias de Granada y Jaén. Relación con la pesca recreativa/deportiva*. Taller de la situación de las especies exóticas invasoras de las provincias de Granada y Jaén, Consejería de Medio ambiente de la junta de Andalucía y Universidad de Granada.
- B
- Banarescu, P., 1973. Origin and affinities of the freshwater fish fauna of Europe. *Ichthyologia*, 5(1): 1-8
- Banarescu, P., 1989. Zoogeography and history of the freshwater fish fauna of Europe. In: J. Holcík (ed). *The freshwater fishes of Europe*, Vol 1. AULA-Verlag, Wiesbaden: 80-107.
- Barletta, M., Jaureguizar, A. J., Baigun, C., Fontoura, N. F., Agostinho, A. A., Almeida-Val, V. M. F., Corrêa, M. 2010. Fish and aquatic habitat conservation in South America: a continental overview with emphasis on neotropical systems. *Journal of Fish Biology*, 76(9): 2118–2176.
- Benejam, L., Aparicio, E., Vargas, M., Vila-Gispert A., Garcia-Berthou, E. 2008. Assessing fish metrics and biotic indices in a Mediterranean stream: effects of uncertain native status of fish. *Hydrobiologia*, 603, 197-210
- Berens, D. G., N. Farwig, G. Schaab, and K. Bohning-Gaese. 2008. Exotic guavas are foci of forest regeneration in Kenyan farmland. *Biotropica* 40:104–112.
- Blanco-Garrido, F. 2006. *Ecología, distribución y conservación de peces continentales en el cuadrante suroccidental ibérico*. Tesis doctoral. Universidad de Huelva.
- Blanco-Garrido, F., Clavero, M., Prenda, J. 2009. Jarabugo (*Anaecypris hispanica*) and freshwater blenny (*Salaria fluviatilis*); habitat preferentes and relationships with exotic fish species in the middle Guadiana *Limnetica*, 28 (1):139-148.
- Blanco, J. C. Y González, J. L. (eds). 1992. Libro Rojo de los Vertebrados de España. Colección Técnica. ICONA, Madrid.
- Blanco, P. G., 1990. Potential role of the palaeohistory of the Mediterranean and Paratethis basins on the early dispersal of Euro-Mediterranean freshwater fishes. *Ichthyological Exploration of Freshwaters*, 1: 167-184.
- Blanco, F. 2009. *Ecología, distribución y conservación de peces continentales en el cuadrante suroccidental ibérico*. Universidad de Huelva.
- C
- Castro-Díez, P., Valladares, F., Alonso, A. 2004. La creciente amenaza de las invasiones biológicas. *Ecosistemas*, 13(3): 1-9.
- CEDEX 2005, Directiva 2000/60/CE Análisis de las características de las demarcaciones: Caracterización de los tipos de ríos y lagos. MAGRAMA. Madrid
- Clavero, M., Blanco-Garrido, F., Prenda, J. 2004. Fish fauna in Iberian Mediterranean river basins: biodiversity, introduced species and damming impacts. *Aquatic Conservation: Marine Freshwater Ecosystems*, 14: 575–585
- Clavero, M y Garcia-Berthou, E. 2005. Invasive species are a leading cause of animal extinctions. *Trends in Ecology and Evolution*, 20 (3): 110
- Closs, G.P., Krkosek, M., Olden, J.D. (Eds.), 2015. Conservation of Freshwater Fishes. Cambridge University Press.
- Confederación Hidrográfica del Ebro (CHE). 2009. *Descripción de Cuenca*. Portal de la CHE.
- Confederación Hidrográfica del Ebro (CHE). 2010. Azudes. Metadatos sobre el inventario de azudes de la cuenca del Ebro. Disponible en el almacén de datos Cartográficos del Geoportel SITEbro. Última actualización 2013, consultado el 15 de octubre de 2018.
- Confederación Hidrográfica del Ebro (CHE). 2015. *Plan hidrológico de la parte española de la demarcación hidrográfica del Ebro 2015-2021. Memoria*. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente.
- Confederación Hidrográfica del Ebro (CHE). 2017. *Análisis de presiones e impactos y evaluación del riesgo de incumplir los objetivos medioambientales de la Directiva Marco del Agua en aguas superficiales de la cuenca del Ebro, 2015*. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente.
- Confederación Hidrográfica del Ebro (2017). Censo de peces en el embalse de Búbal (Huesca). 53 pág.
- Confederación Hidrográfica del Júcar (CHJ). 2010. *Presentación de la cuenca*. Portal de la CHJ.
- Confederación Hidrográfica del Júcar. 2015. *Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica del Júcar. Memoria*. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (MAGRAMA), España.
- Confederación Hidrográfica del Tajo (CHT). 2015. *Memoria anual 2015*. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente.
- Copp, G. H., Bianco, P. G., Bogutskaya, N. G., Falka, T. Eros, I., Ferreira, M. T., Fox, M. G., Freyhof, J., Gozlan, R. E., Grabowska, J., Kováč, V., Moreno-Amich, R., Naseka, A. M., Penáz, M., Povz, M., Przybylski, M., Robillard, M., Russell, I. C., Stakenas, S., Sumer, S., Vila-Gispert A. y C. Wiesner. (2005) To be, or not to be, a non-native freshwater fish?. *Journal of Applied Ichthyology* 21:4, 242-262
- Corbacho, C., Sánchez, J.M. 2001. Patterns of species richness and introduced species in native freshwater fish faunas of a mediterranean-type basin: the Guadiana river (southwest Iberian Peninsula). *Regulated rivers: research and management* 17: 699–707 (2001)
- Côté, I. M., Vinyoles, D., Reynolds, J. D., Doadrio, I., Perdices, A. 1999. Potential impacts of gravel extraction on Spanish populations of river blennies *Salaria fluviatilis* (Pisces, Blenniidae). *Biological Conservation*, 87 (3): 359-367
- Cucherousset, J., Olden, J.D. 2011. Ecological impacts of non-native freshwater fishes. *Fisheries*, 36: 215-230.
- D
- D.A., 2018. Aragón refuerza la trucha común en sus ríos con repoblaciones. *Diario del Altoaragón*. 17 de marzo de 2018.
- De la Peña, A., 1995. Tertiary fishes from the Iberian Continental Basins: History and fossil record. *Coloquios de Paleontología*, 47: 25-47.
- De Sostoa, A. 2002. Las Comunidades de Peces en las Cuencas Mediterráneas: Caracterización y Problemática. En: *Atlas y Libro Rojo de los Peces Continentales de España (ed. Doadrio, I.)*, pp. 51-56, CSIC y Ministerio del Medio Ambiente, 2ª Edición, Madrid, España.
- De Sostoa, A., García de Jalón, D., García-Berthou, E. 2005. *Metodología para el establecimiento del estado ecológico según la Directiva Marco del Agua*. Protocolos de muestreo y análisis para ictiofauna. Confederación Hidrográfica del Ebro (CHE), Zaragoza. (¿)
- De Sostoa, A., Maceda, A., Figuerola, B., Canyelles, A., Cardoso, C., Monroy, M., Caiola, N. 2011. *Desarrollo y aplicación de un índice de integridad biótica para la cuenca del Ebro basado en el uso de los peces como indicadores biológicos*. Confederación Hidrográfica del Ebro y Universidad de Barcelona.
- Dionisio, L. M., Ibelings, B., Van Donk, E. 2009. Zebra mussels as a potential tool in the restoration of eutrophic shallow lakes, dominated by toxic cyanobacteria. Pages 361–372, en Van der Velde, G., Rajagopal, S., Bij de Vaate, A. (editores). *The zebra mussel in Europe*. Backhuys Publishers, Leiden, Países Bajos.
- Diputación General de Aragón. 2005. Decreto 181/2005, por el que se modifica parcialmente el Decreto 49/1995, de la Diputación General de Aragón, por el que se regula el Catálogo de Especies Amenazadas de Aragón. 23 de septiembre de 2005. *BOA*, núm 114. Zaragoza, España.
- Doadrio, I. 2002. *Atlas y libro rojo de los peces continentales de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza y Museo Nacional de Ciencias Naturales. Segunda edición. Madrid
- Doadrio, I., Carmona, J.I. 2006. Phylogenetic overview of the genus *Squalius* (Actinopterygii, Cyprinidae) in the Iberian Peninsula, with description of two new species. *Cybum* 2006, 30(3): 199-214.
- Doadrio, I., Garzón, P., Álvarez, J. y Barrachina, P. 1987. La distribución del *Barbus bocagei* Steindachner, 1865 (Ostariophysi, Cyprinidae) en la Península Ibérica. *Doñana Acta Vertebrata*, 14: 125-130
- Doadrio, I., Madeira, M.J. 2004. A new species of the genus *Gobio* Cuvier, 1816 (Actynopterygii, Cyprinidae) from the Iberian Peninsula and southwestern France. *Graellsia* 60(1):107-116
- Doadrio, I., Perea, S., Garzón-Heydt, P., González, J.L. 2011. *Ictiofauna continental española. Bases para su seguimiento*. DG Medio Natural y Política Forestal. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino (MARM). 616 pp. Madrid.
- Downie, N.M., Heath, R.W. 1971. *Basic statistical methods*. Harper & Row, New York.
- Durán, C., Pardos, N. (2005). *Metodología para el establecimiento del estado ecológico según la directiva marco del agua en la Confederación Hidrográfica del Ebro*.
- Durán, C., Pardos, N., Navarro, P. 2013. Indicadores Hidromorfológicos. En *Metodología para el establecimiento del estado ecológico según la directiva marco del agua en la Confederación Hidrográfica del Ebro*. 37 pp.
- E
- Elguea, A., Flores, L., García, S., Márquez, L. 2017. La problemática del piscardo (*Phoxinus* sp.) en los lagos de alta montaña del Pirineo. Trabajo de Fin de Grado. Universidad de Barcelona. 2017
- Elvira, B. 1998. Impact of introduced fish on the native freshwater fish fauna of Spain. Pp. 186- 190. En: Cowx, I. G. (ed.). *Stocking and Introduction of Fish*. Fishing News Books, Oxford.
- Elvira, B., Almodóvar, A. 2001. Freshwater fish introductions in Spain: facts and figures at the beginning of the 21st century. *Journal of Fish Biology*, 59: 323–331 DOI:10.1006/jfbi.2001.1753
- Elvira, B., Almodóvar, A. 2009. Threatened fishes of the world: *Parachondrostoma turiense* (Elvira, 1987) (Cyprinidae). *Environmental Biology of Fishes*, 86 (2):337-338
- Elvira, B., Almodóvar, A., Nicola, G. G., Nuevo, M., Almeida, D., Juaristi, M. G., Buencuerpo, V. 2005. *Catálogo, distribución y caracterización de hábitat de las especies de peces de los ríos de la mitad sur de Navarra*. Informe inédito. Convenio UCM-Gobierno de Navarra.
- Elvira, B., Nicola, G. G., Almodóvar, A. 1996. Pike and red swamp crayfish: a new case on predator-prey relationship between aliens in central Spain. *Journal of Fish Biology*, 48 (3): 437-446.
- Erős, T., Saly, P., Takacs, P., Specziar, A., Biro, P., 2012. Temporal variability in the spatial and environmental determinants of functional metacommunity organization – stream fish in a human-modified landscape. *Freshwater Biology*, 57: 1914–1928.
- ESRI. (2014). ArcGIS v. 10.2.2. Redlands, USA: ESRI.
- F
- Ferreira, T., Caiola, N., Casals, F., Oliveira, J.M., De Sostoa, A. 2007. Assessing perturbation of river fish communities in the Iberian Ecoregion. *Fisheries Management and Ecology*, 14, 519-530.
- Fox, J., 2005. The R Commander: A Basic-Statistics Graphical User Interface to R. *J. Stat. Softw.* 14, 1-42. doi:10.1234/12345678

- García, D. y González M. 1988. *Ríos y Riberas. Enciclopedia de la Naturaleza de España, Año Europeo del Medio Ambiente*. Borja Cardelús - Editorial Debate. 128 pp.
- García de Jalón, D., González del Tánago, M., Casado, C. 1992. Ecology of regulated streams in Spain: An overview. *Asociación Española de Limnología. Limnetica*, 8: 161-166. Madrid.
- García de Jalón, D.; Mayo, M.; Hervella, F.; Barceló, E.; Fernandez, T. 1993. Principios y técnicas de gestión de la pesca en aguas continentales.
- García de Jalón, D. 2008. *La regulación de los caudales y su efecto en la biodiversidad*. Ponencia en la Semana Temática "Agua para la vida" de la Expo Zaragoza 2008. Zaragoza.
- Generalitat de Catalunya. 2018. Resolución ARP/455/2018, por la que se ordena la pesca en las aguas continentales de Cataluña durante la temporada 2018. 1 de marzo de 2018. *Diario Oficial de Cataluña (DOC)*, de 16 de marzo de 2018.
- Generalitat Valenciana. 2011. *Seguimiento de poblaciones de peces en la Comunitat Valenciana*. Servicio de Espacios Naturales y Biodiversidad. Valencia
- Ginés, E., García, A. 2015. Distribución de *Squalius pyrenaicus* en el río Piedra. Gobierno de Aragón. Informe Técnico Inédito. 20 pp
- Gobierno de Aragón. 2018. Orden DRS/202/2018, por la que se aprueba el Plan General de Pesca de Aragón, de 31 de enero de 2018. BOA núm. 32, de 14 de febrero de 2018.
- Gobierno de España. 2007. Ley 42/2007, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad. 13 de diciembre de 2007. BOE, núm. 299. Madrid
- Gobierno de España. 2018. Ley 7/2018, de 20 de julio, de modificación de la Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad. BOE, núm. 176, pp. 73196 a 73202. Madrid
- Gómez-Juaristi, M., Salvador, A. 2006. Anguila – *Anguilla anguilla*. En: *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Carrascal, L. M., Salvador, A. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid.
- Gozlan, R.E. 2008. Introduction of non-native freshwater fish: is it all bad? *Fish and Fisheries*, 9:106-115. doi:10.1111/j.1467-2979.2007.00267.x
- Granado, C. 2000. *Ecología de Comunidades. El paradigma de los peces de agua dulce*. Universidad de Sevilla.
- Granado, C. 2002. *Ecología de Peces*. Secretariado de Publicaciones, Universidad de Sevilla, 353 pp. García-Berthou, E., Moreno-Amich, R. 2000. Introduction of exotic fish into a Mediterranean lake over a 90-year period. *Archiv für Hydrobiologie*, 149: 271-284
- Guerrero, J., Jarne, M. 2014. *Las especies exóticas invasoras en Aragón*. Consejo de Protección de la Naturaleza de Aragón. Serie Difusión 26. 238 pp. Zaragoza
- H
- Hall, N., Bret, B., Robert, H. 2008. Climate Change and Freshwater Resources. *Natural Resources & Environment*, 22 (3):30-35 pp.
- Heino, J., Melo, A.S., Bini, L.M., Altermatt, F., Al-Shami, S.A., Angeler, D.G., 2015. A comparative analysis reveals weak relationships between ecological factors and beta diversity of stream insect metacommunities at two spatial levels. *Ecology and Evolution*, 5: 1235–1248.
- Heraldo de Aragón (nota de prensa). 2018. *El Gobierno de Aragón refuerza la población de trucha autóctona en los ríos aragoneses*. MES de 2018.
- Herbold, B. & P.B. Moyle. 1986. Introduced species and vacant niches. *American Naturalist*, 128: 751-760.
- Hermoso, V., Ward, D.P., Kennard, M.J., 2013. Prioritizing refugia for freshwater biodiversity conservation in highly seasonal ecosystems. *Divers. Distrib.* 19 (8), 1031–1042.
- I
- Instituto Aragonés de Estadística. 2017. *Territorio e infraestructuras*. Informe sobre datos básicos de Aragón.
- J
- Jáimez-Cuellar P., Vivas, S., Bonada, N., Robles S., Mellado, A., Álvarez, M., Avilés, J., Casas J., Ortega M., Pardo I., Prat N., Rieradevall, M., Sáinz-Cantero, C.E., Sánchez-Ortega A., Suárez M.L., Toro M., Vidal Abarca M.R., Zamora-Muñoz C. Y Alba-Tercedor J., 2002. Protocolo GUADALMED (PRECE). *Limnetica* 21(3-4): 187-204
- K
- Klemetsen, A., Amundsen, P. A., Dempson, J. B., Jonsson, B., Jonsson, N., O'Connell, M. F., Mortensen, E. 2003. Atlantic salmon *Salmo salar* L., brown trout *Salmo trutta* L. and Arctic charr *Salvelinus alpinus* L.: a review of aspects of their life histories. *Ecology of Freshwater Fish*, 12: 1–59
- L
- Legorburu, I., Cantón, L., Millán, E., Casado, A. 1988. Trace metal levels in fish from Urola River (Spain) Anguillidae, Mugillidae and Salmonidae. *Environmental Technology Letters*, 9 (12): 1373-1378
- Legorburu, I., Cantón, L., Millán, E., Casado, A. 1988. Trace metal levels in fish from Urola River (Spain) Anguillidae, Mugillidae and Salmonidae. *Environmental Technology Letters*, 9 (12): 1373-1378 (PDF) *Trucha común-Salmo trutta, Linnaeus, 1758*.
- Leunda, P. M. 2010. Impacts of non-native fishes on Iberian freshwater ichthyofauna: current knowledge and gaps *Aquatic Invasions*, 5 (3): 239-262.
- Leunda, P. M., Miranda, R., Oscoz, J. 2017. Piscardo – *Phoxinus phoxinus*. En: *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Sanz, J. J., Oliva Paterna, F. J. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid.
- Leunda, P. M., Oscoz, J., Elvira, B., Agorreta, A., Perea, S Miranda, R. 2008. Feeding habits of the exotic black bullhead *Ameiurus melas* (Rafinesque) in the Iberian Peninsula: first evidence of direct predation on native fish species. *Journal of Fish Biology*, 73 (1): 94-114
- Lockwood, J., Hoopes, M., Marchetti, M. 2007. *Invasion Ecology*. Blackwell Publishing, Massachusetts, Estados Unidos.
- López-Tarazón, J.L., Lobera, G., Millán-Romero, P., Andrés-Doménech, I., Vallés, F., Vericat, D. 2014. *Efectos de una extracción de gravas sobre la geomorfología y la hidráulica (Perarrúa, río Ésera)*. (Dinámica fluvial, Hidrología y gestión del agua). Universidad de Lleida
- Lowe S., Browne M., Boudjelas S., De Poorter M. 2000. *100 de las especies exóticas invasoras más dañinas del mundo. Una selección del Global Invasive Species Database*. Publicado por el Grupo Especialista de Especies Invasoras (GEEI), un grupo especialista de la Comisión de Supervivencia de Especies (CSE) de la Unión Mundial para la Naturaleza (UICN), 12 pp. Primera edición, en inglés, publicada junto con el número 12 de la revista *Aliens*, diciembre 2000. Versión traducida y actualizada: noviembre 2004.
- M
- Maceda-Veiga, A., Baselga, A., Sousa, R., Vilà, M., Doadrio, I., De Sostoa, A. 2017a. Fine-scale determinants of conservation value of river reaches in a hotspot of native and non-native species diversity. *Science of The Total Environment*, 574, 455–466.
- Maceda-Veiga, A., Mac Nally, R., De Sostoa, A. 2017b. The presence of non-native species is not associated with native fish sensitivity to water pollution in greatly hydrologically altered rivers. *Science of The Total Environment*, 607-608, 549–557.
- Maceda-Veiga, A., Mac Nally, R., De Sostoa, A. 2018. Water-quality impacts in semi-arid regions: can natural 'green filters' mitigate adverse effects on fish assemblages? *Water Research*, 144: 628-641.
- Magalhães M. F., Batalha D. C. y Collares-Pereira M. J. 2002. Gradients in stream fish assemblages across a Mediterranean landscape: contributions of environmental factors and spatial structure. *Freshwater Biology*, 47: 1015-1031.
- Melcher, A., Dossi, F., Graf, W., Pletterbauer, F., Schaufler, K., Kalny, G., Rauch, H.P., Formayer, H., Trimmel, H., Weihs, P., 2016. Der Einfluss der Ufervegetation auf die Wassertemperatur unter gewässertypspezifischer Berücksichtigung von Fischen und benthischen Evertebraten am Beispiel von Lafnitz und Pinka. *Österreichische Wasser- Abfallwirtsch.* 68 (7-8):308-323.
- Ministerio de Agricultura. 1970. Orden por la que se relacionan, a efectos de lo dispuesto en el artículo 18 de la Ley de 20 de febrero de 1942, los cursos de agua habitados por la trucha. BOE núm. 262. 22 de octubre de 1970. Gobierno de España
- Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (MAGRAMA). 2005. *Protocolo de muestreo de fauna ictiológica en ríos*. Catálogo de Publicaciones de la Administración General del Estado. Madrid.
- Ministerio de Agricultura Alimentación y Medio Ambiente. 2013. Ficha del Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras. Peces: *Micropterus salmoides*.
- Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. 2013. Protocolo de cálculo del índice IBMWP. Gobierno de España.
- Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (MAGRAMA). 2013. Real Decreto 630/2013, por el que se regula el Catálogo español de especies exóticas invasoras. BOE, núm. 185. 2 de agosto de 2013. Madrid, España.
- Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (MAGRAMA). 2015. Real Decreto 817/2015, por el que se establecen los criterios de seguimiento y evaluación del estado de las aguas superficiales y las normas de calidad ambiental. BOE, núm. 219., 11 de septiembre de 2015. Madrid, España.
- Ministerio de Medio Ambiente. 2003. Real Decreto 907/2007, por el que se aprueba el Reglamento de la Planificación Hidrológica. BOE, núm. 162. 6 de julio de 2003. Madrid, España.
- Ministerio de Medio Ambiente 2006. *Chondrostoma toxostoma turienis. Elvira, 1987*. Ficha de la Lista de Especies Amenazadas: Peces. Gobierno de España.
- Ministerio de Medio Ambiente. (2015). Protocolo de muestreo de fauna ictiológica en ríos.
- Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino (MARM). 2011. Real Decreto 139/2011, para el desarrollo del Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial y del Catálogo Español de Especies Amenazadas. BOE, núm. 46, 23 de febrero de 2011. Madrid, España.
- Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino (MARM) y Generalitat de Catalunya. 2010. *Plan de gestión de la anguila europea en la cuenca del Ebro*. Madrid
- Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino (MARM), Gobierno de España. 2010. *Plan de gestión de la anguila europea en España*. Madrid.
- Miranda, R., Oscoz, J., Leunda, P.M., Garcia-Fresca, C., Escala, M.C., 2005. Effects of weir construction on fish population structure in the River Erro (North of Spain). *International Journal of Limnology*, 41: 7–13
- Monteoliva, A., de Santocildes, G. A., Criado, A., Torre, R., Gómez, J. M., Alonso, A., Ruiz, E. 2014. *Conocimiento del potencial ecológico mediante indicadores biológicos en los embalses de Montearagón (Huesca) y la Loteta (Zaragoza) tomo I: Embalse de la Loteta*. Confederación Hidrográfica del Ebro (CHE).
- Morán-lópez, R., Da Silva, E., Pérez, J.L., Corbacho, C. (2006). Associations between fish assemblages and environmental factors for Mediterranean-type rivers during summer. *Journal of Fish Biology*, 69: 1552-1569
- Moreno Valcarcel, R., Ruiz Navarro, A. 2017. *Gambusia - Gambusia holbrooki*. En: *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Sanz, J. J., García-Berthou, E. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid.
- Moyle P.B. 1986. Fish introductions into North America: patterns and ecological impact. In *Ecology of Biological Invasions of North America and Hawaii. Ecological Studies*, vol. 58, Mooney HA, Drake JA (eds). Springer: New York; 27–43
- Moyle, P., Leidy, R. 1992. Loss of Biodiversity in aquatic Ecosystems: Evidence from Fish Faunas. En Peggy, L., Subodh, K. (Eds.), *Conservation Biology. The theory and practice of nature conservation, preservation and management*, pp. 129–169. Nueva York: Chapman and Hall
- N
- Nicola, G. G., Almodóvar, A., Elvira, B. 1996. The diet of introduced largemouth bass, *Micropterus salmoides*, in the Natural Park of the Ruidera lakes, Central Spain. *Polskie Archiwum Hydrobiologii*, 43 (2): 179-184.
- Nieto K., Lizana M., Velasco J.C. 2006. Distribución de los peces continentales de España asociada a las características físicas, meteorológicas e hidrológicas de las cuencas hidrográficas. *Ecosistemas*. 2006
- O
- Ollero, A., Ballarín, D., Díaz Bea, E., Mora, D., Sánchez Fabre, M., Acín, V., Echeverría, M.T., Granado, D., Ibisate, A., Sánchez Gil, L. y Sánchez Gil, N. 2007. Un índice hidrogeomorfológico (IHG) para la evaluación del estado ecológico de sistemas fluviales. *Geographicalia*, 52: 113-141.
- Oscoz, J., Escala, M.-C., Campos, F. 2000. La alimentación de la trucha común (*Salmo trutta* L., 1758) en un río de Navarra (N. España). *Asociación Española de Limnología. Limnética*, 18:29-35 Madrid.
- Oscoz, J., Leunda, P., Escala, M., Miranda, R. 2008. Summer feeding relationships of the co-occurring hatching brown trout *Salmo trutta* and Ebro minnows *Phoxinus phoxinus* in an Iberian river. *Acta Zoologica Sinica*. 54. 675-685.
- P
- Palma, A., Figueroa, R. & Ruiz, V. 2009. Assessment of a riparian and fluvial habit through QBR and IHF Index. *Gayana*, 73 (1): 57-63.
- Pardo, I., Álvarez, M., Casas, J., Moreno, J.L., Vivas, S., Bonada, N., Alba-Tercedor, J., Jáimez-Cuellar, P., Moyá, G., Prat, N., Robles, S., Suárez, M.L., Toro, M. y VidalAbarca, M.R. 2002. El habitat de los ríos mediterráneos. Diseño de un índice de diversidad de habitat. *Limnetica*, 21 (3-4): 115-133
- Parker, I.M., Simberloff, D., Lonsdale, W.M., Goodell, K., Wonham, M., Kareiva, P.M., Williamson, M.H., Von Holle, B., Moyle, P.B., Byers, J.E., Goldwasser, L. 1999. Impact: toward a framework for understanding the ecological effects of invaders. *Biological Invasions* 1:3-19.
- Parlamento y Consejo de la Unión Europea. 2000. Directiva Marco en Política de Aguas de la Comunidad Europea (2000/60/CE). 22 de diciembre de 2000. *Diario Oficial de las Comunidades Europeas (DOCE)*, núm. 327, pp.1-73. Bruselas
- Perdices A., Doadrio, I. 1997. Threatened fishes of the world: *Cobitis paludica* (De Buen, 1930) (Cobitidae). *Environmental Biology of Fishes* 49(3): 360
- Perdices, A. 2013. Lamprehuela – *Cobitis calderoni*. En: *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Salvador, A., Elvira, B. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid.

- Prenda, J., Blanco, F., Clavero, M., Menor, A. 2006. *¿Son realmente importantes las especies exóticas en la conservación de los ríos ibéricos? El caso de los peces*. V Congreso Ibérico de Gestión y Planificación del Agua (Cuencas Compartidas, Claves para la Gestión Sostenible del Agua y del Territorio), celebrado en Faro del 4 al 8 de diciembre de 2006. Congreso Ibérico de Gestión y Planificación del Agua. Núm. 5. Faro (Portugal). Fundação Nova Cultura da Agua. Universidade Do Algerve. 2006, p. 4-5. ISBN: 989-20-0456-6
- Prenda, J., Clavero, M., Rebollo, A., Blanco, F. 2002. *Consecuencias ecológicas de la creación de embalses en el ámbito mediterráneo: el caso de los peces*. III Congreso Ibérico Sobre Gestión y Planificación del Agua: La Directiva Marco del Agua: realidades y futuros, celebrado del 13 al 17 de noviembre de 2002. Congreso Ibérico Sobre Gestión y Planificación del Agua. Núm. 3. Sevilla. 2002, p. 497-503. ISBN: 84-699-9558-8.
- Prenda, J., Mellado, E. 1993. Características biológicas y espectro trófico durante el otoño de dos poblaciones simpátricas de *Blennius Fuviatilis* y *Micropterus salmoides* en un embalse pequeño. *Limnetica*, 9: 107-115.
- R
- R Core Team, 2015. R Project, R Foundation for Statistical Computing. doi:10.1007/978-3-540-74686-7
- Redacción La Vanguardia. 2014. Liberan más de 5.000 anguilas en Flix para repoblar el río Ebro. *La Vanguardia*. 23 de mayo de 2014.
- Rhymer, J., Simberloff, D. 1996. Extinction by hybridization and introgression. *Annual Reviews in Ecology and Systematics*, 27:83-109
- Ribeiro, F., Leunda, P.M. 2012. Non-native fish impacts on Mediterranean freshwater ecosystems: current knowledge and research needs. *Fisheries Management and Ecology*, 19:142-156
- Rincón, P. A., Velasco, J. C., González, N., Pollo, C. 1990. Fish assemblages in small streams in western Spain: the influence of an introduced predator. *Archiv für Hydrobiologie*, 118 (1): 81-91.
- Robles, S., Morcillo, F., Rodríguez, J., Ávila, R. 2012. *Id-Tax. Catálogo y claves de identificación de peces utilizados como elementos de calidad en las redes de control del estado ecológico*. Dirección General del Agua de la Secretaría de Estado de Medio Ambiente del Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Gobierno de España. Madrid
- Rodríguez Jiménez, A. J. 2001. Interrelación competitiva entre ictiofauna epicontinental autóctona y alóctona en las orillas del Embalse de Orellana (cuenca del río Guadiana, España). Tesis doctoral. Universidad de Extremadura.
- Rosenzweig, M. L., 1995. *Species diversity in space and time*. Cambridge University Press, New York.
- Ross, S. T. 1991. Mechanisms Structuring Stream Fish Assemblages - Are There Lessons from Introduced Species. *Environmental Biology of Fishes*, 30(4), 359-368.
- S
- Salvador, A. 2017. Barbo mediterráneo - *Luciobarbus guiraonis*. En: *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Sanz, J. J., García-Berthou, E. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid.
- Salvador, A. 2017. Fraile - *Salapia fluviatilis*. En: *Enciclopedia virtual de los Vertebrados Españoles*. Sanz, J. J., Oliva Paterna, F. J. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid.
- Salvador, A. 2017. Barbo de Graells - *Luciobarbus graellsii*. En: *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Sanz, J. J., García-Berthou, E. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid.
- Sánchez-Carmona, R. 2013. Colmilleja - *Cobitis paludica*. En: *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Salvador, A., Elvira, B. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid.
- SARGA. 2016. Informe sobre las actuaciones encaminadas a determinar el estado ecológico de los cauces en la cuenca del río gállego (bailín-sabiñánigo) año 2016. En *Plan de Seguimiento y Control del Vertedero de HCH de Bailín y Sardas (Memoria 2016)* Gobierno de Aragón.
- Saunders, D. L., Meeuwig, J. Vincent, A. (2002). Freshwater Protected Areas: Strategies for Conservation. *Conservation Biology*, 16(1): 30-41. Quebec, Canada.
- Schlosser, I. 1990. Environmental variation, life history attributes and community structure in stream fishes: implication for environmental management and assessment. *Environmental management* 14: 621-628.
- Seisdedos, P. 2010. Diagnóstico de la conectividad longitudinal de la cuenca del Duero. Ministerio de Medio Ambiente, Rural y Marino. Cuenca Hidrográfica del Duero. Comisaría de Aguas.
- Smith, K., Darwall, W. 2006. *Status and Distribution of Freshwater Fish Endemic to the Mediterranean Basin*. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK
- T
- Terán, M. T., Sierra, M. 1987. Organochlorine insecticides in trout, *Salmo trutta fario* L., taken from four rivers in Leon, Spain. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 38 (2): 247-253(PDF) *Trucha común-Salmo trutta, Linnaeus, 1758*.
- Turunen, J., Markkula, J., Rajakallio, M., Aroviita, J. 2018. Riparian forests mitigate harmful ecological effects of agricultural diffuse pollution in medium-sized streams (2019) *Science of the Total Environment*, 649, pp. 495-503. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.08.427
- U
- United Nations Environment Programme (UNEP). 2014. *Propuestas para la inclusión de la anguila europea (anguilla anguilla) en el apéndice II de la Convención sobre las Especies Migratorias (CMS)*. Sesión 11 de la Conferencia de las Partes (COP). Quito, Ecuador
- United Nations Environment Programme (UNEP), Water Research Commission (WRC). 2008. *Freshwater Under Threat: Vulnerability Assessment of Freshwater Resources to Environmental Change - A Joint Africa-Asia Report Summary*. Bangkok, Thailand.
- V
- Vinyoles D., Puigcerver M., Rodríguez-Tejero J.D. 2009. *Interacciones comportamentales entre un pez autoóctono (Parachanna miegii) y un invasor (Alburnus alburnus) en condiciones experimentales*. III Congreso Nacional sobre Especies Exóticas Invasoras. 24-27. 2009. Zaragoza (Spain).
- W
- Williamson, M. 1996. *Biological Invasions*. Chapman & Hall, London.
- X
- Xiong, W., Wang, H., Wang, Q., Tang, J., Bowler, P., Xie, D., Pan, D., Wang, Z. 2018. Non-native species in the Three Gorges Dam Reservoir: status and risks. *BiolInvasions Records*, 7 (2): 153-158.
- Z
- Zamora, L., Vila, A., Naspleda, J. 2009. Conceptos y técnicas en ecología fluvial. Fundación BBVA

11. Láminas

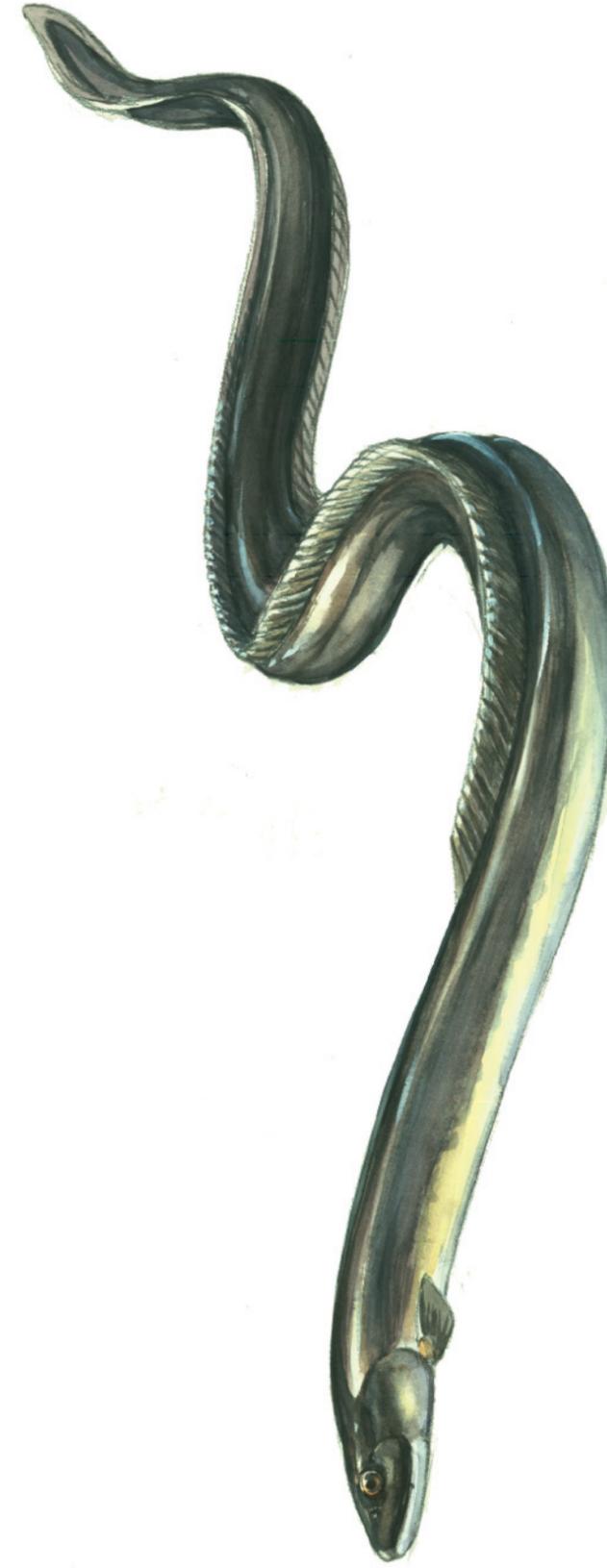




Bermejuela Achondrostoma arcasii



5 cms



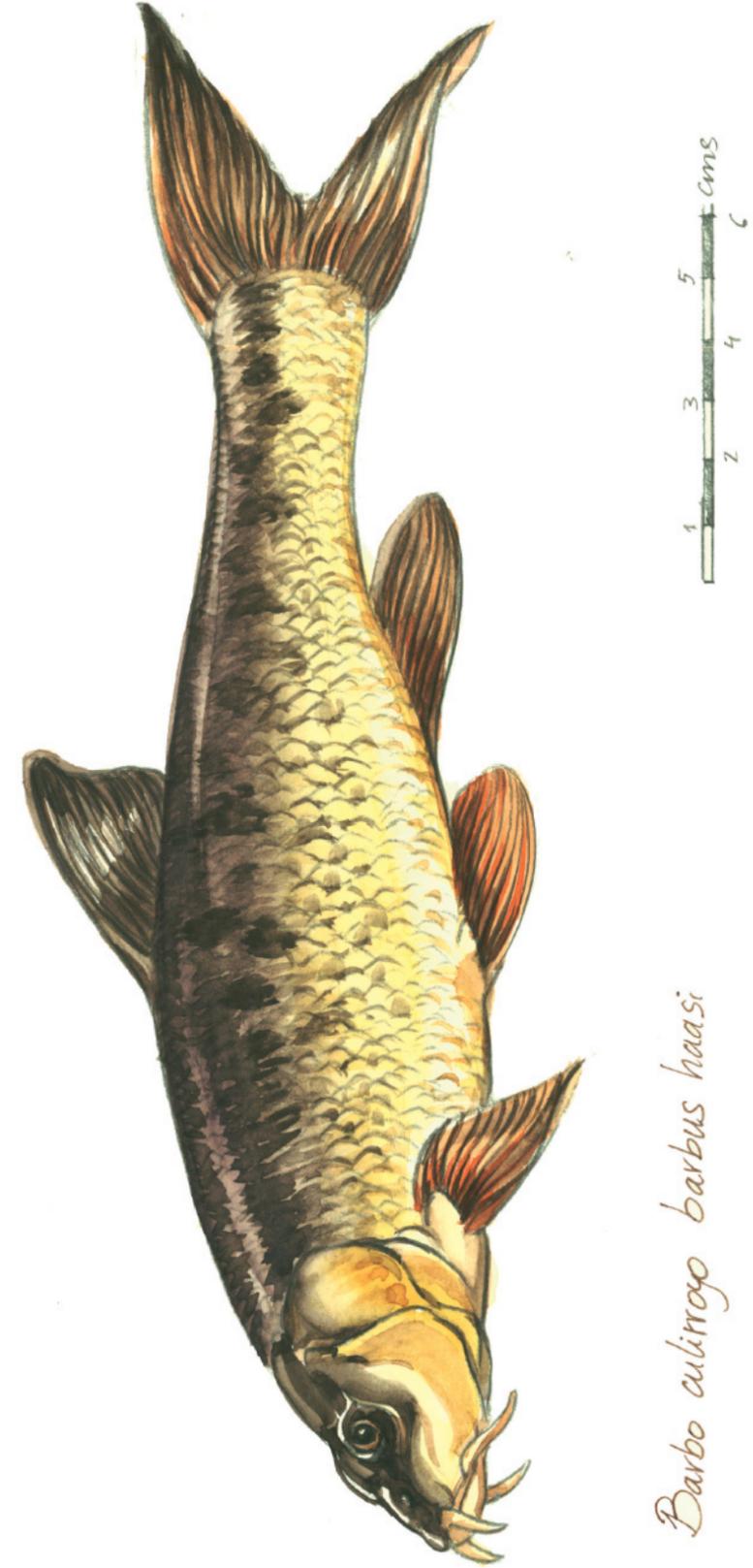
Anguilla Anguilla anguilla



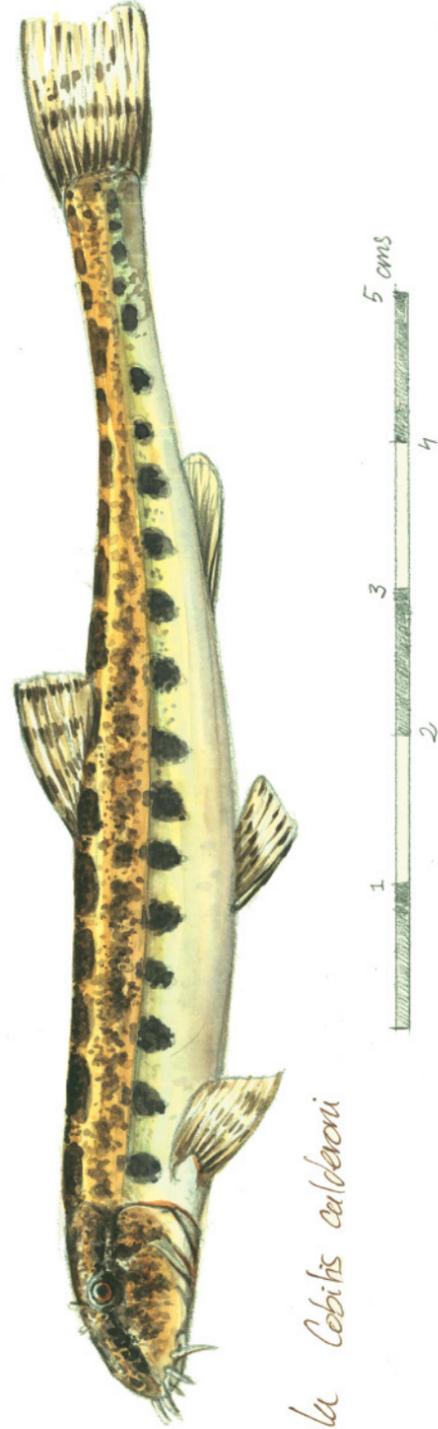
5 cms



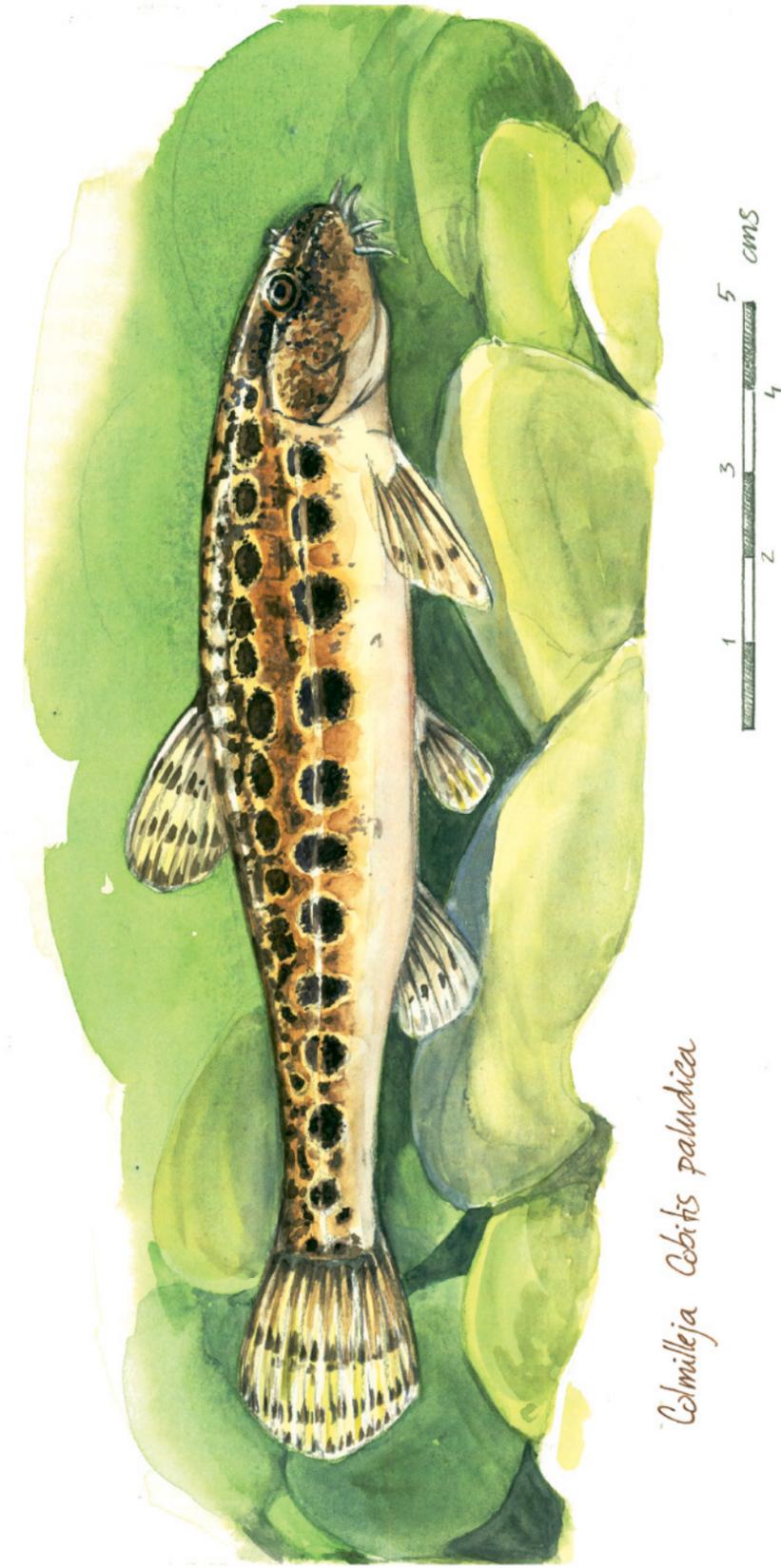
Lobo de río Barbalula quignotei



Barbo culirrojo barbus haasi



Lamprehuela Cobitis calderoni

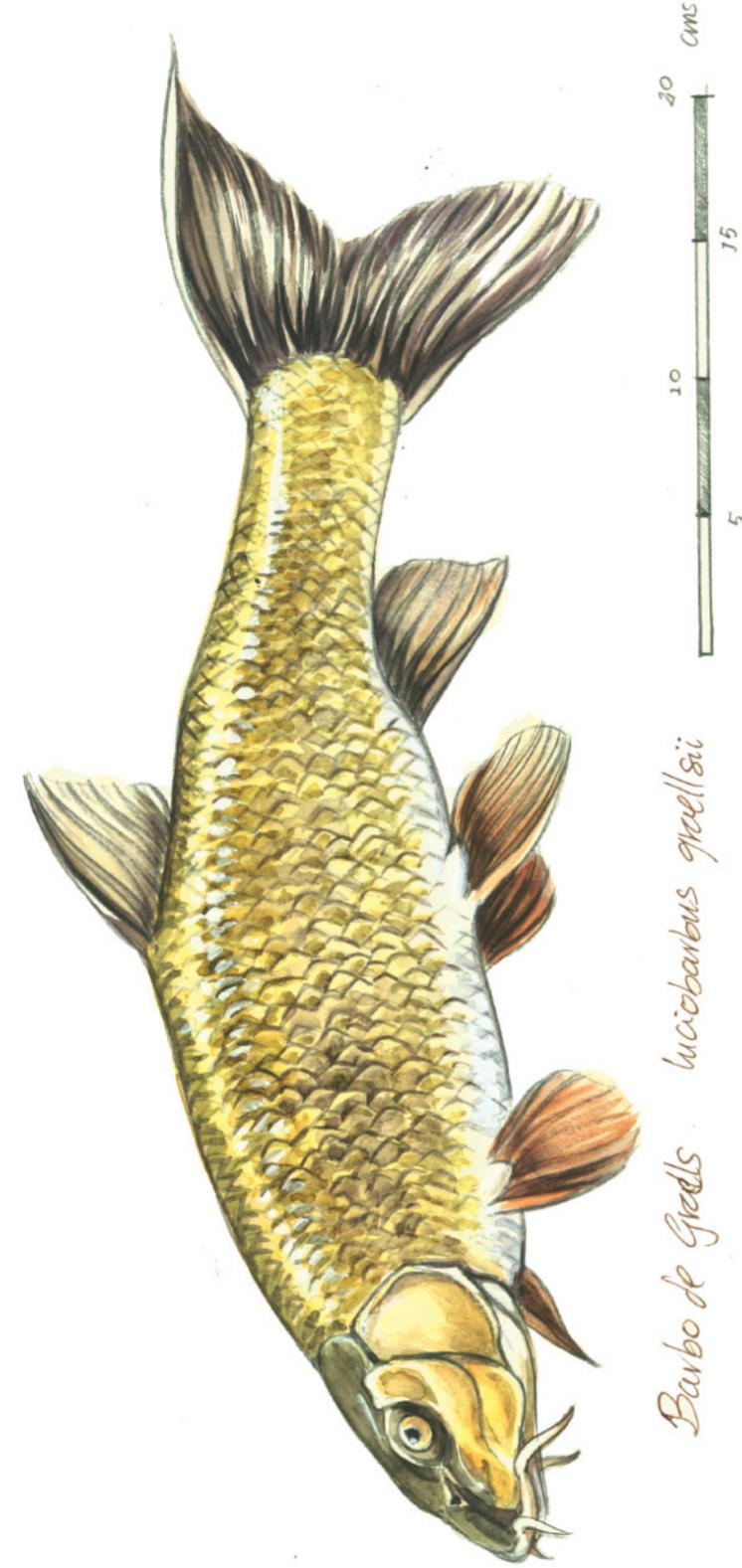


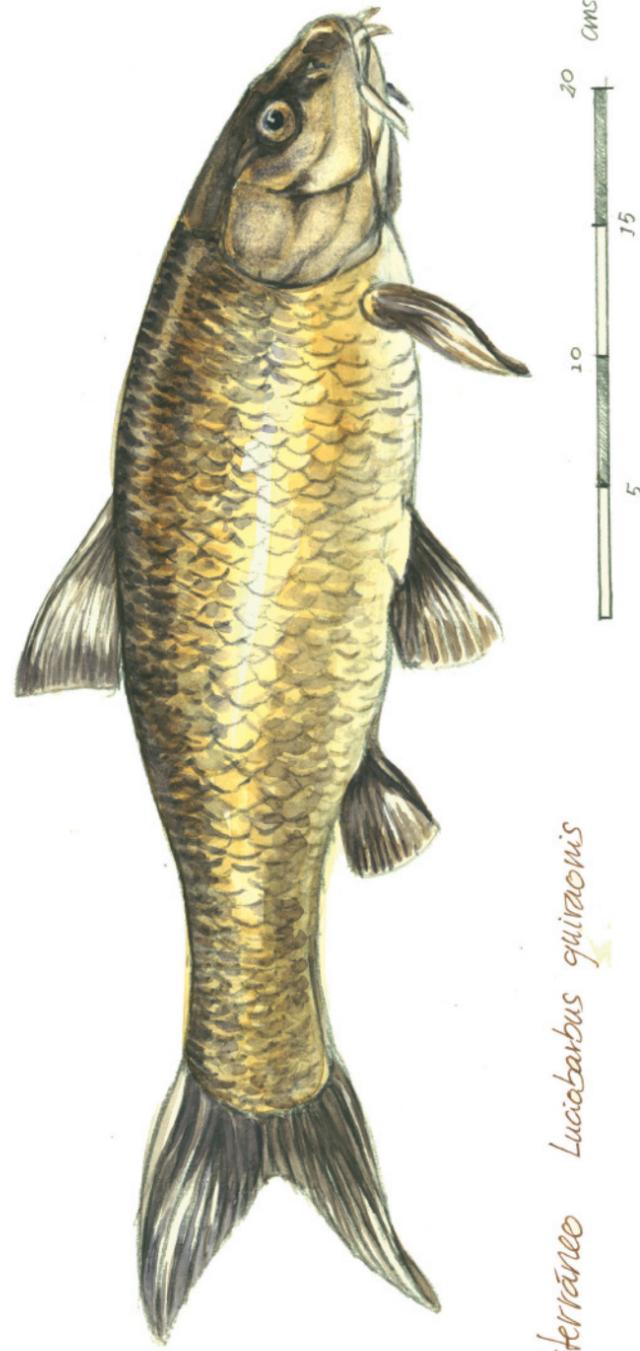
Colmilleja Cobitis paludica

Gobio ibérico *Gobio lozanoi*

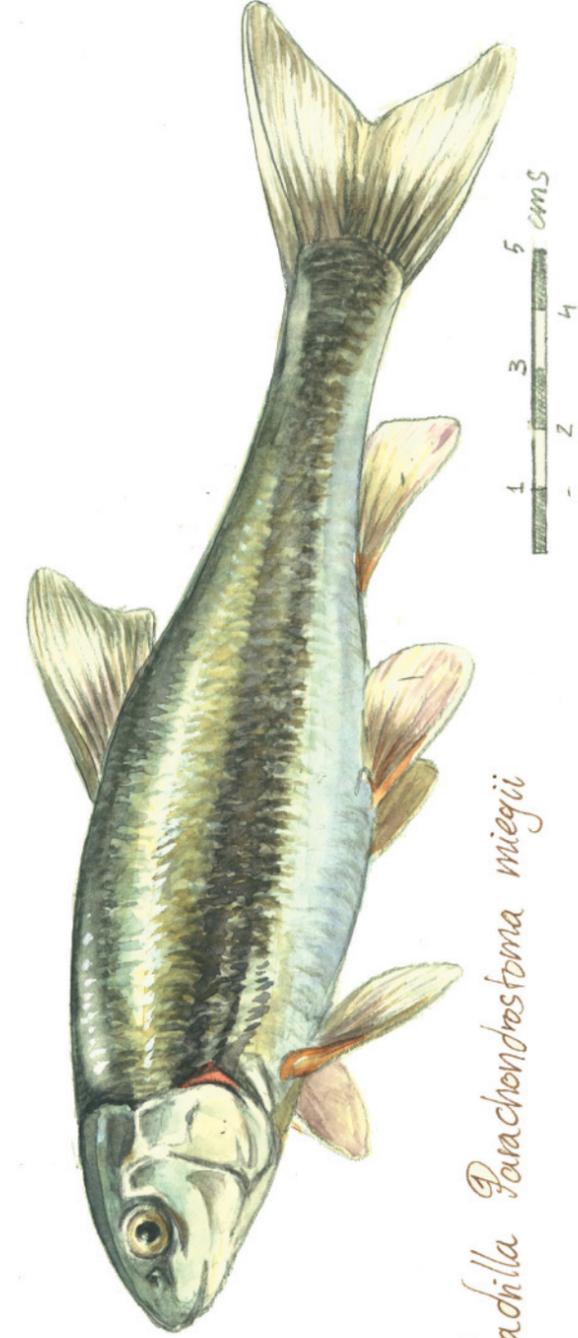


Barbo de Gredes *Luciobarbus gredensis*





Barbo mediterráneo Luciobarbus quitraonis



Madilla Parachondrostoma miegii



Machija Parachondrostoma tuiense



Fiscardo Phoxinus bigerri



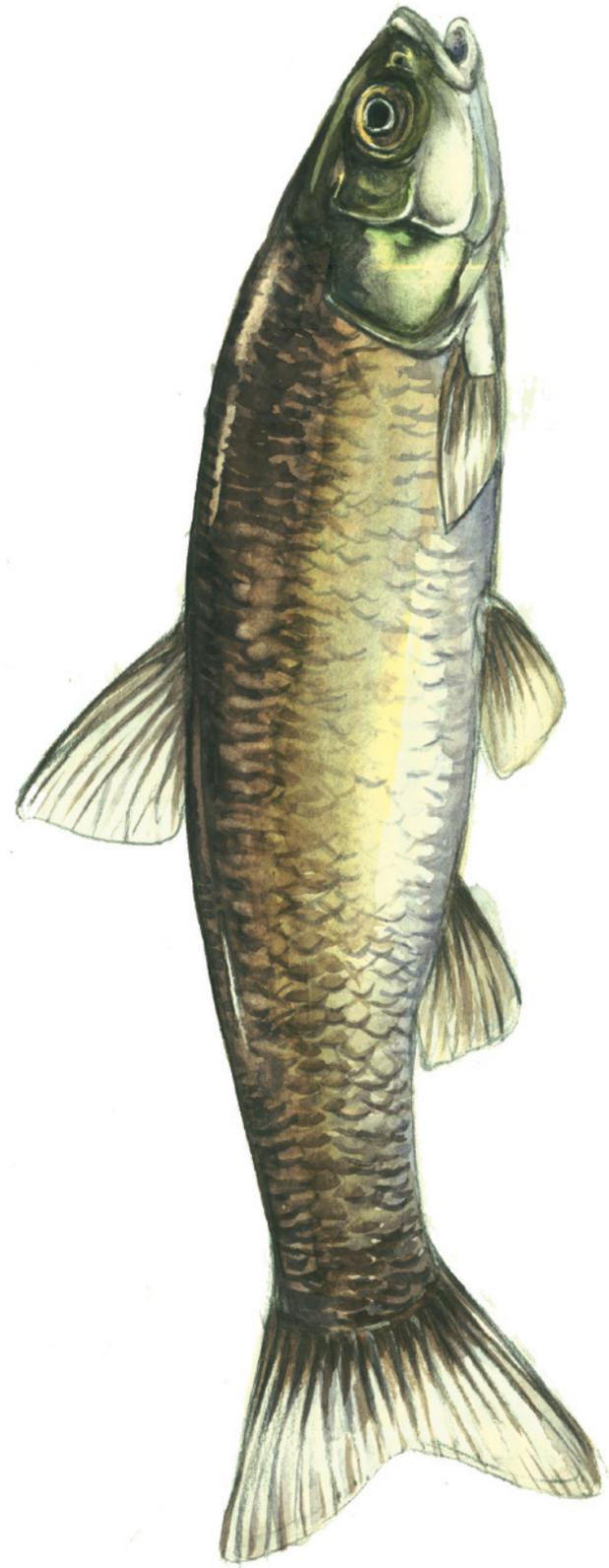


Blenio de río Salania fluviatilis

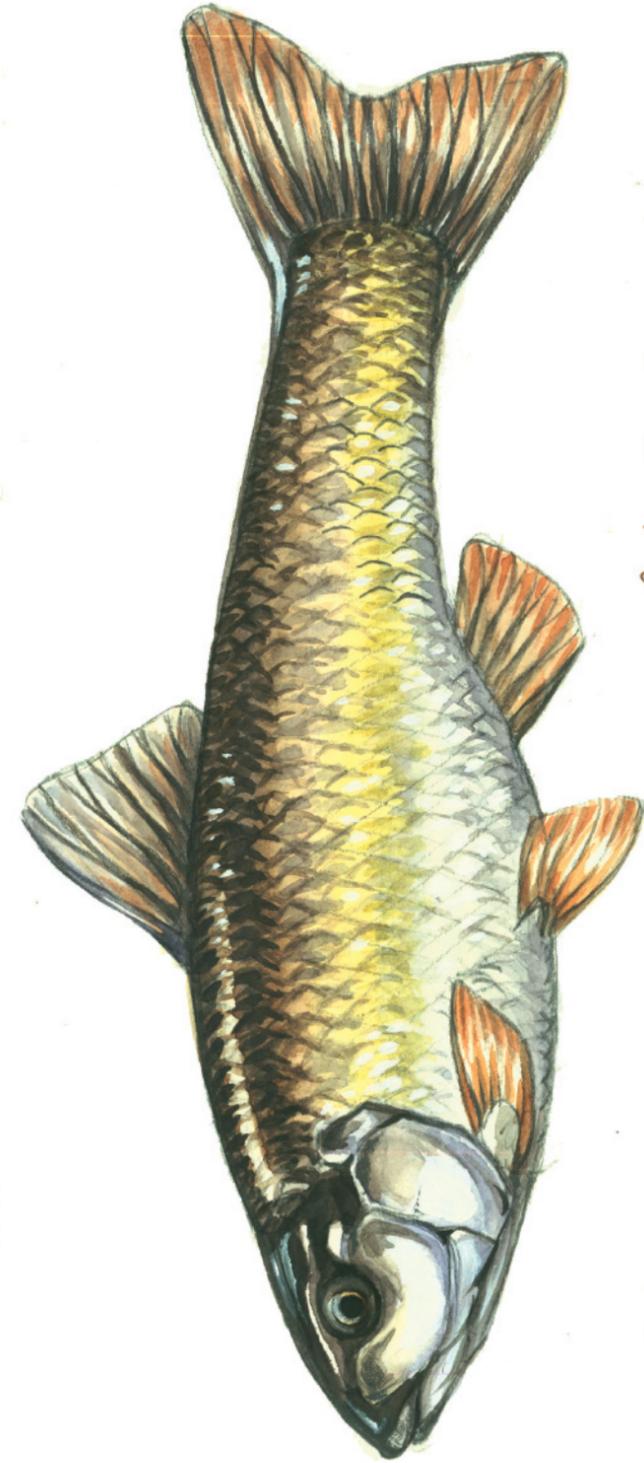


Trucha común Salmo trutta



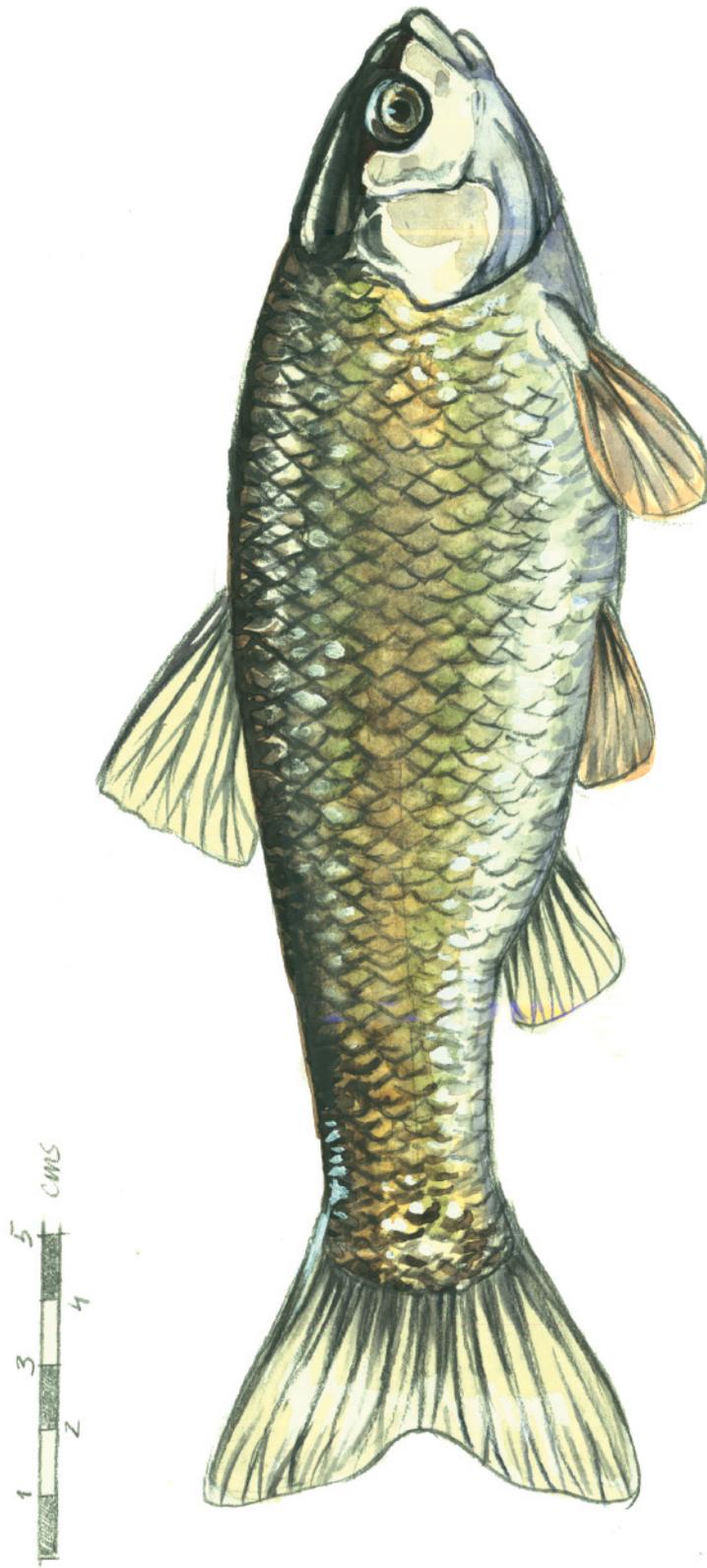


Bayre Squalius laietanus



Cacho Squalius pyrenaicus





Cacho del Mediterráneo
Squalius levantinus