

**GALEMYS PYRENAICUS EN LA VERTIENTE MERIDIONAL
DE LA CORDILLERA CANTÁBRICA:
IDENTIFICACIÓN DE UNIDADES DE MANEJO COMO HERRAMIENTA
PARA LA CONSERVACIÓN DE POBLACIONES AMENAZADAS**

Lucía TARRAFETA-CALVO¹ |
Ángel FERNÁNDEZ-GONZÁLEZ² | Ernesto PÉREZ-COLLAZOS³

RESUMEN.— El hábitat del desmán ibérico (*Galemys pyrenaicus*) se ha visto influenciado por diversos factores antrópicos, especialmente por la construcción de infraestructuras hidráulicas en los cursos fluviales, que han fragmentado y aislado las poblaciones de este pequeño mamífero. En el presente artículo se han identificado las posibles barreras físicas y bioecológicas para la especie en los cursos fluviales de la provincia de León. Se prospectaron un total de 199 cursos fluviales, de los cuales un 32,66 % ($n = 65$) mostraron ocupación de la especie. Se han delimitado 29 unidades de manejo (UM) y detectado once presas y diez grandes embalses que dificultan la conectividad entre las poblaciones. La mayoría de las UM presentan una vulnerabilidad crítica, alta y media (93,1 %), por lo que se proponen medidas de conservación para la especie, prestando atención a las UM más vulnerables.

Recepción del original: 13-11-2019

¹ Escuela Politécnica Superior de Huesca. Universidad de Zaragoza. Carretera de Cuarte, s/n. E-22071 Huesca. luciatarrafeta92@gmail.com

² BIOSFERA Consultoría Medioambiental. Candamo, 5. E-33012 Oviedo. angelfg@biosfera.es

³ Departamento de Ciencias Agrarias y del Medio Natural. Escuela Politécnica Superior de Huesca. Universidad de Zaragoza. Carretera de Cuarte, s/n. E-22071 Huesca. ernestop@unizar.es

ABSTRACT.— The habitat of the Iberian desman (*Galemys pyrenaicus*) has been influenced by various anthropic factors, especially by the construction of hydraulic infrastructures in river courses, producing population fragmentation and isolation. This work identified the potential physical and bio-ecological barriers for the species in the river courses of the province of León. 199 river courses were prospected, of which 32.66% ($n = 65$) showed presence of the species. It delimited 29 management units (UMs), and detected eleven dams and ten large reservoirs that hinder connectivity between the populations. Most UMs have critical, high and medium vulnerability levels (93.1%), conservation measures are proposed for the species, focusing on the most vulnerable UMs.

KEYWORDS.— Connectivity. Geographic Information System (GIS). Habitat fragmentation. Threatened species. Cordillera Cantábrica (Spain).

INTRODUCCIÓN

El desmán ibérico, *Galemys pyrenaicus* (É. Geoffroy Saint-Hilaire, 1811), es un pequeño mamífero semiacuático endémico de la península ibérica. Se distribuye desde la vertiente francesa de los Pirineos hasta la mitad septentrional de Portugal, ocupando los principales sistemas montañosos del norte de la Península, desde el sistema Central a los Pirineos, pasando por el sistema Ibérico, la cordillera Cantábrica o el macizo Galaico y los montes de León, y llega incluso a habitar zonas en cotas relativamente bajas y próximas a la costa en el arco cantabroatlántico (FERNÁNDEZ-GONZÁLEZ, 2017a; NORES, 2017; QUAGLIETTA y cols., 2018).

El desmán prefiere arroyos y ríos de corriente fuerte y aguas permanentes, limpias y bien oxigenadas, de bajas temperaturas y con un caudal regular de agua durante todo el año, por lo que muestra predilección por las regiones de clima oceánico en detrimento de las de clima mediterráneo (BIFFI y cols., 2016; NORES, 2017). Aun así, puede estar presente en ríos sometidos a fuertes variaciones estacionales, incluso en cursos semipermanentes, quedándose en tramos menores que permanecen con agua y que actúan a modo de refugio estival (FERNÁNDEZ-GONZÁLEZ y cols., 2014a). Su alimentación se basa en macroinvertebrados reófilos (principalmente larvas de efemerópteros, plecópteros y tricópteros), lo que lo hace muy dependiente de la regularidad del caudal, la oxigenación y la ausencia de contaminación en las aguas, factores que favorecen la

abundancia de su alimento (NORES, 2017; BIFFI y cols., 2017). La especie se encuentra amenazada en casi todo el rango geográfico de distribución que ocupa (“vulnerable” en la *Lista roja de especies amenazadas de la UICN*; FERNANDES y cols., 2008) y especialmente en el sistema Central, donde sus poblaciones están catalogadas como “en peligro de extinción” (*Catálogo español de especies amenazadas*, Real Decreto 139/2011). La fragmentación y el aislamiento de las poblaciones derivados de la construcción de grandes presas y aprovechamientos hidroeléctricos, la contaminación del agua, la destrucción de las márgenes y de la vegetación riparia natural están considerados como las principales amenazas para la especie (FERNÁNDEZ-GONZÁLEZ y cols., 2014a y 2014b; CHARBONNEL y cols., 2015; QUAGLIETTA y cols., 2018). Las presas dificultan la movilidad de los desmanes a lo largo de la red hidrográfica, especialmente en el caso de obstáculos de más de 10 metros de altura (ICN, 2006), generando pequeños núcleos de población aislados o difícilmente conectados, donde el riesgo de extinción se incrementa considerablemente, así como la endogamia (ESCODA y cols., 2017 y 2019). La lámina de agua formada aguas arriba de estas barreras constituye un hábitat en el que el desmán no puede sobrevivir, debido a su excesiva profundidad y a la falta de circulación del agua (ICN, 2006).

Teniendo en cuenta que estudios recientes confirman una regresión generalizada en prácticamente toda su área de distribución, incluso con la desaparición de poblaciones locales (AYMERICH y GOSÁLBEZ, 2014 y 2015; FERNÁNDEZ-GONZÁLEZ y cols., 2014a y 2014b; GISBERT y GARCÍA, 2014; CHARBONNEL y cols., 2015; NORES, 2017; FERNÁNDEZ-GONZÁLEZ y cols., 2017a y 2017b; QUAGLIETTA y cols., 2018), nuestro estudio se ha centrado en identificar las barreras de tipo físico (presas, azudes y embalses) y clasificarlas atendiendo a sus dimensiones y a las características bioecológicas de la especie con el fin de definir unidades de manejo (UM). En el campo de la biología de la conservación, la identificación de UM resulta una herramienta muy valiosa, ya que permite establecer acciones de conservación puntuales, priorizando sobre aquellas unidades más vulnerables y optimizándose de esta manera la gestión y la conservación de la biodiversidad (FUNK y cols., 2012). La definición de las UM permite efectuar un diagnóstico más preciso de las poblaciones de desmán a nivel de cuenca, que junto con estudios genéticos resultan cruciales para

desarrollar programas de reintroducción y reforzamiento poblacional (traslocaciones, reforzamientos o dispersiones asistidas), acciones que serán esenciales en la futura gestión de una especie de estas características, en la que la suma de extinciones locales está constituyendo una amenaza cada vez más real (FUNK y cols., 2012; GISBERT y GARCÍA, 2014; AYMERICH y GOSÁLBEZ, 2015).

MATERIAL Y MÉTODOS

Área de estudio

El estudio comprende los cursos medios-altos de las cuencas hidrográficas del Duero y del Miño – Sil, que recorren la provincia de León (España). La cuenca del Duero representa el 72,1 % de la superficie y tiene como eje principal el río Esla, uno de los principales afluentes del Duero. A él

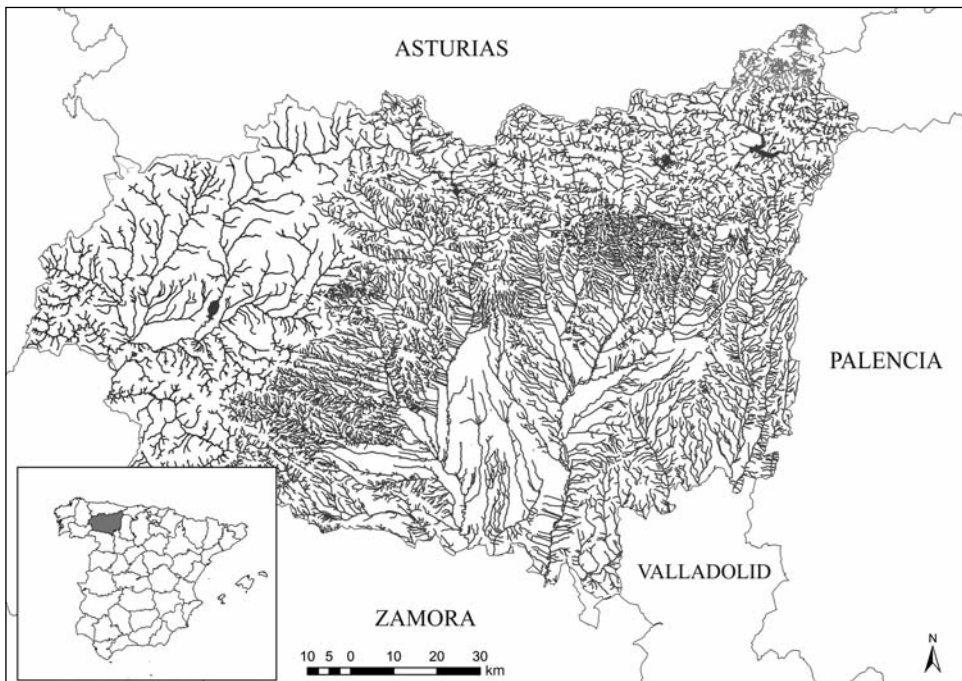


Fig. 1. Área de estudio. Localización de la provincia de León en la península ibérica, sus cuencas hidrográficas y su delimitación.

vierten sus aguas la mayor parte de los cursos fluviales de la cuenca a través de sus afluentes Porma (con su afluente, el Curueño), Bernesga (con su afluente, el Torío), Cea y Orbigo. También forman parte de la cuenca el río Valderaduey, que vierte sus aguas al Duero en las cercanías de Zamora, y el río Grande, que desemboca en el Carrión, ya en la provincia de Palencia (CH Duero, 2017). La cuenca del Miño – Sil comprende el 27,7 % de la superficie de la provincia y está separada de la cuenca del Duero por los montes de León (fig. 1). El río Sil nace en la vertiente leonesa del puerto de Somiedo y son sus principales afluentes los ríos Boeza, Cúa, Burbia, Selmo y Cabrera (CH Miño – Sil, 2017).

Confirmación de la presencia de desmán

Para determinar la ocupación de la red hidrográfica por el desmán ibérico, se tuvieron en cuenta los resultados de los estudios de distribución efectuados en el marco del proyecto LIFE+ Desmania (LIFE / NAT / ES / 691) durante los años 2014 y 2015 en las cuencas fluviales de la provincia de León. Estos estudios consistieron en la localización de indicios de presencia (excrementos) a lo largo de tramos fluviales de 250 metros de longitud. Los tramos fueron efectuados por dos técnicos especialistas que recolectaron las heces atribuibles al desmán para confirmar posteriormente su procedencia en laboratorio mediante la aplicación combinada de técnicas moleculares (protocolo basado en la amplificación de fragmentos del citocromo b desarrollado por IGEA y cols., 2013) y mediante la detección de pelos típicos ingeridos durante el acicalamiento, utilizando técnicas microscópicas tradicionales (QUEIROZ y cols., 1998). La confirmación genética se efectuó a cargo del equipo dirigido por el doctor José Castresana (IBE-CSIC) y el IMBIOTEC, mientras que la búsqueda de pelos típicos mediante microscopia se efectuó a cargo de técnicos del LIFE+ Desmania. En total, se confirmó la pertenencia a desmán de 126 (25,4 %) excrementos de los 496 indicios recogidos. Todos los datos de presencia se incorporaron a un sistema de información geográfica ArcGis 10.1, y exportando los puntos de muestreo y la localización de los excrementos confirmados, se identificaron los cursos de agua en los que la especie estaba presente.

Identificación de barreras y definición de unidades de manejo

Se determinaron las UM identificando las barreras físicas (presas y azudes) y ecológicas (extensión de la lámina de agua embalsada), usando el sistema de información geográfica ArcGis. Teniendo en cuenta los resultados de estudios previos sobre fragmentación (ICN, 2006; ESCODA y cols., 2017 y 2019), en este trabajo se consideraron barreras “infranqueables” aquellos obstáculos (presas o azudes) de más de 10 metros de altura y las extensiones de agua cuya lámina embalsada fuera de más de 1000 metros.

Estima de la población potencial

Se infirió el tamaño potencial de la población en cada una de las UM identificadas a partir de los valores de densidad media (número de desmanes por kilómetro) y la extensión (kilómetros) de la red fluvial prospectada donde se confirmó la presencia de esta especie. Teniendo en cuenta que no existen estudios recientes que aporten datos poblacionales, se han empleado los resultados de densidad media ($3,17 \pm 1,83$ desmanes/km) obtenidos del estudio demográfico y poblacional que se está efectuando desde 2014 en las cuencas de los ríos Tera y Tuela, en la provincia de Zamora, y son los datos disponibles más recientes, más próximos y con mayores similitudes ecológicas a los ríos de la provincia de León (FERNÁNDEZ-GONZÁLEZ y cols., 2017a). Se ha utilizado dicho valor de densidad media por proceder de un estudio plurianual (cuatro años consecutivos) y por haber sido realizado en dos épocas ecológicamente muy diferentes (primavera – caudales elevados y principios de otoño – máximo estiaje), minimizando con ello errores de sobreestimación o subestimación derivados de un muestreo puntual. Conscientes de las limitaciones del método y del modelo socioespacial de ocupación dinámica del hábitat de esta especie, y con un objetivo claro que es el realizar un análisis comparativo de las UM entre sí, se han extrapolado los valores de densidad media a la red hidrográfica (kilómetros de los cursos fluviales con presencia confirmada) para determinar los rangos poblacionales de cada una de las UM identificadas.

Determinación de las unidades de manejo más vulnerables

Teniendo en cuenta el estudio de AYMERICH y GOSÁLBEZ (2014) y las aproximaciones demográficas de FERNÁNDEZ-GONZÁLEZ y cols. (2015) en la cuenca del Ulla, hemos asumido que una población de 50 individuos podría ser considerada como una población viable. Por lo tanto, los criterios empleados para determinar las UM más vulnerables fueron *i)* vulnerabilidad crítica: UM con una población potencial máxima inferior a 25 individuos; *ii)* vulnerabilidad alta: UM con una población potencial máxima inferior a 50 individuos; *iii)* vulnerabilidad media: UM cuya población potencial máxima estuviera entre 50 y 150 individuos; *iv)* vulnerabilidad baja: UM cuya población potencial máxima fuera superior a 150 individuos. Los 8 itinerarios se realizaron desde las 7:30 h de la mañana hasta las 12:00 h del mediodía. Del total de 32 salidas, en cinco de ellas predominó un cielo cubierto con presencia de precipitaciones, y en seis, niebla. El resto se efectuó con el cielo despejado y un tiempo soleado.

RESULTADOS

Confirmación de la presencia de desmán

En el marco del LIFE+ Desmania se prospectaron un total de 325 tramos fluviales en la provincia leonesa, de los cuales un 23,69 % ($n = 77$) estaban ocupados por la especie (fig. 2). Estos tramos fluviales prospectados corresponden a 199 cursos fluviales diferentes, entre los cuales hay desde pequeños arroyos y cursos de cabecera hasta grandes ríos de tramos medios. Resultó una ocupación (presencia de *Galemys pyrenaicus*) en lo que a cursos fluviales se refiere del 32,66 % ($n = 65$). Cabe destacar la presencia de desmán en todas las principales subcuencas prospectadas de la provincia de León.

Además de estos 77 tramos en los que se ha confirmado la presencia de desmán, en otros 81 (24,92 %) se han recolectado excrementos atribuibles al desmán pero que no han podido ser confirmados, bien porque el DNA se encontró degradado o porque no contenían pelos típicos (fig. 2), por lo que la ocupación de la red hidrográfica podría ser algo mayor.

Atendiendo a su distribución por cuencas hidrográficas, en aquellas que vierten al Cantábrico se confirmó la presencia de desmán en cinco de los nueve cursos fluviales prospectados. Su presencia se ha constatado en las principales subcuencas, así como en pequeños afluentes, entre los que destaca el Cares como río principal, y en cuanto a pequeños tributarios, en su mayoría cauces de anchuras inferiores a los 2 metros, se encuentra en arroyos de cabecera tanto del Sella como del Cares. Los valores de ocupación en la cuenca del Cantábrico se aproximan al 54 % de los tramos fluviales prospectados.

En la cuenca del Duero se localizaron excrementos en un total de 35 cursos fluviales de los 122 prospectados. Su presencia ha sido confirmada en la mayor parte de las principales subcuencas, así como en pequeños afluentes directos. Entre los importantes se encuentran los ríos Bernesga, Cea, Combarros, Curueño, de los Peces, de Valagar, del Collado, Esla,

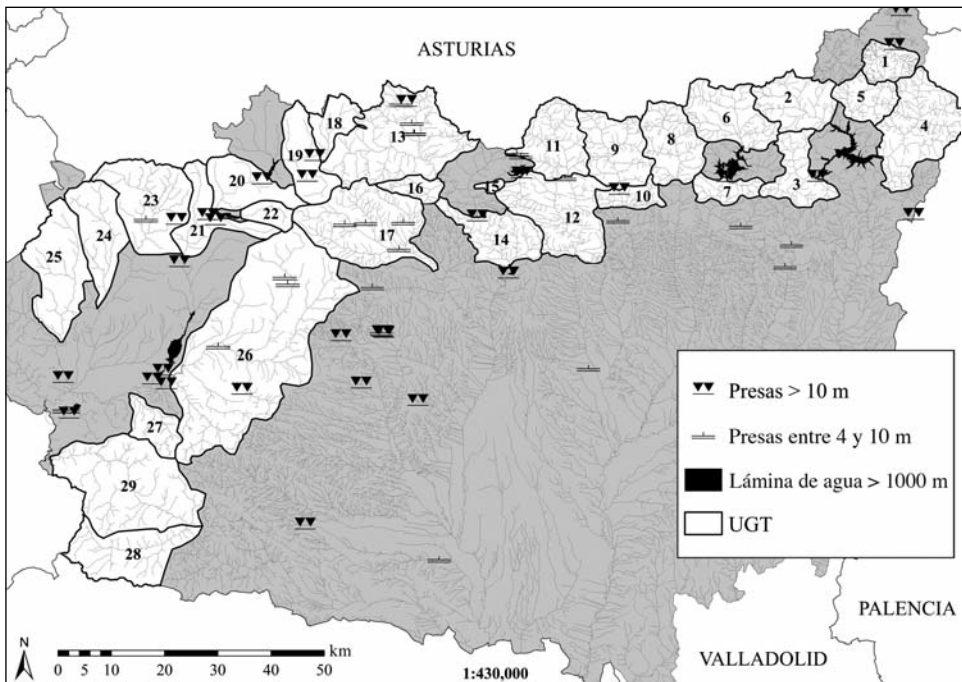


Fig. 2. Barreras físicas y ecológicas (presas, azudes y embalses) y unidades de manejo en las tres cuencas hidrográficas del área de estudio.

Labias, Porquera, Traspando, Turienzo, Valtabullo y Yuso, así como en numerosos pequeños tributarios y arroyos de cabecera con anchuras inferiores a los 2 metros de cauce. El porcentaje de tramos ocupados obtenidos para la cuenca del Duero se han acercado al 30,07 % de los tramos fluviales prospectados.

En cuanto a las aguas vertientes a la cuenca del Miño – Sil, se localizaron excrementos en un total de 23 cursos fluviales de los 83 prospectados. Su presencia también ha sido confirmada en la mayor parte de las principales subcuencas, así como en pequeños afluentes directos o incluso en la confluencia de estos pequeños arroyos con ríos de un tamaño superior. Entre los principales merece la pena destacar los ríos Boeza, Burbia, Cúa, Cuiña, Abeceo, de la Fervienza, Valdeprado, del Bayo, Fontanina o arroyo Tejado, Oracheiro y Tejeira, así como multitud de pequeños tributarios directos y arroyos de cabecera. La ocupación de desmán ibérico en la cuenca del Miño – Sil ha resultado aproximadamente del 25,55 % de los tramos fluviales prospectados.

Identificación de unidades de manejo y estima de población potencial

Se han delimitado un total de 29 UM en las cuencas fluviales de la provincia de León, donde hay un total de once presas y diez grandes embalses que dificultan la conectividad entre las poblaciones de *Galemys pyrenaicus* (fig. 2; tabla 1). En la cuenca del Cantábrico se ha identificado una UM en la cuenca del Cares, en la del Miño – Sil se han definido 12 UM, y en la del Duero, 16.

En cuanto a la estima de la población potencial en cada una de las UM identificadas, las de mayor número de efectivos son las UM 4 (Yuso), 17 (Alto Omañas), 11 (Alto Bernesga), 25 (Alto Burbia), 6 (Alto Porma), 26 (Boeza) y 6 (Alto Cúa), todas ellas con más de 30 individuos. Destacan las UM 4 y 17, que se corresponden con la cuenca del río Yuso, el cual vierte en el embalse de Riaño, y la parte alta del río Omañas (UM 17), afluente del Órbigo, con un número máximo de 198 y 181 individuos, respectivamente. Las UM con menor número de individuos fueron Torío (UM 10; 2-8 individuos) y Alto Sil 1 (UM 18; 3-11 individuos) (tabla 1).

Tabla 1. Identificación de cada unidad de manejo (UM), longitud (km) de los cursos fluviales con presencia confirmada y número de individuos estimado en cada una de ellas; población mínima (Pobl. mín.) y máxima (Pobl. máx.); barrera superior (Barr. superior) aguas arriba de la UM; nacimiento (NAC), y barrera inferior (Barr. inferior) aguas abajo de la UM. Entre paréntesis se ofrece la altura de las presas desde los cimientos y la superficie de la lámina de agua embalsada. El asterisco (*) indica que aguas abajo de este punto, a pesar de no existir una barrera, la especie no está presente. La vulnerabilidad de cada UM se expresa en colores: vulnerabilidad crítica (rojo), vulnerabilidad amenazada (naranja), vulnerabilidad media (azul) y vulnerabilidad baja (verde).

<i>N.º</i>	<i>UM</i>	<i>Barr. superior</i>	<i>Barr. inferior</i>	<i>km</i>	<i>Pobl. mín.</i>	<i>Pobl. máx.</i>
1	Alto Cares	NAC	Presa de Cordiñanes (14 m)	5,53	7	28
2	Alto Esla	NAC	Embalse de Riaño (160 ha)	12,00	16	60
3	Esla	Presa de Riaño (100,6 m)	Arroyo de Vargallo *	8,77	12	44
4	Yuso	NAC	Embalse de Riaño	39,67	53	198
5	Orza	NAC	Embalse de Riaño	9,72	13	49
6	Alto Porma	NAC	Embalse de Porma (1249 ha)	24,63	33	123
7	Porma	Presa de Juan Benet (77,6 m)	Arroyo de Cerecedo *	7,78	10	39
8	Alto Curueño	NAC	Arroyo del Fito *	8,81	12	44
9	Alto Torío	NAC	Azud central de las Hoces de Vegacervera	10,95	15	55
10	Torio	Azud central de las Hoces de Vegacervera	Arroyo Correcillas *	1,60	2	8
11	Alto Bernesga 1	NAC	Arroyo Formigoso *	27,56	37	138
12	Alto Bernesga 2	Presa de Casares de Arbás (52,50 m)	Arroyo de Ollero *	14,97	20	75
13	Alto Luna	NAC	Embalse de Barrios de Luna (1122 ha)	7,55	10	38
14	Luna	Presa de Barrios de Luna (96,2 m)	Embalse de Selga de Ordás (66,47 ha)	19,48	26	97
15	Aralla	NAC	Embalse de Barrios de Luna (1122 ha)	5,79	8	29
16	Pereda	NAC	Embalse de Barrios de Luna (1122 ha)	4,88	7	24
17	Alto Omañas	NAC	Río Negro *	36,2	48	181
18	Alto Sil 1	NAC	Embalse de Villaseca (3,93 ha)	2,24	3	11
19	Alto Sil 2	Presa de Villaseca (40 m)	Embalse de Las Rozas (160 ha)	9,70	13	48
20	Alto Sil 3	Presa de Las Rozas (71 m)	Embalse de Las Ondinas (13,015 ha)	6,58	9	33

Tabla 1. (continuación)

<i>N.º</i>	<i>UM</i>	<i>Barr. superior</i>	<i>Barr. inferior</i>	<i>km</i>	<i>Pobl. mín.</i>	<i>Pobl. máx.</i>
21	Alto Sil 4	Presa de Las Ondinas (25 m)	Presa de Peñadrada (13 m)	13,44	18	67
22	Arroyo Valseco	NAC	Embalse de Matalavilla (188 ha; presa 115 m)	8,48	11	42
23	Alto Cúa	NAC	Arroyo de Mourín *	22,57	30	113
24	Ancares	NAC	Río Cúa *	20,40	27	102
25	Alto Burbia	NAC	Río Valcarce *	26,46	35	132
26	Boeza	NAC	Embalse de Montearenas (20 ha; presa, 37 m)	23,51	31	117
27	Valdueza	NAC	Río Sil *	12,93	17	65
28	Alto Cabrera	NAC	Río Cabo *	14,56	19	73
29	Cabrera	Río Cabo *	Embalse Pumares (76,746 ha)	7,94	11	40

Vulnerabilidad de las unidades de manejo

La mayoría de las UM presentan una vulnerabilidad crítica, alta y media (93,1 %). Las únicas con un buen estado de conservación fueron Alto Omañas (UM 17) y Yuso (UM 4), ambas con vulnerabilidad baja al disponer de un número de efectivos elevados (tabla 1). Les siguen otras 12 UM con vulnerabilidad media, cuyas poblaciones se encuentran al límite de la viabilidad y se sitúan distribuidas por la mayor parte del norte de la provincia. Sin embargo, se han identificado un total de 15 UM con alto riesgo de extinción a corto plazo, 3 de ellas con una vulnerabilidad crítica (UM Torío, Alto Sil y Pereda) y 12 con una vulnerabilidad alta, que se corresponden con las cuencas de los cursos fluviales Torío, Sil, Pereda, Cares, Aralla, Luna, Porma, Cabrera, Valseco, Esla, Curueño y Orza (tabla 1).

DISCUSIÓN

Distribución del desmán en las cuencas fluviales leonesas

Los valores de ocupación obtenidos resultaron ser del 23,69 % ($n = 77$) de los tramos fluviales prospectados, valores muy similares a los de los

estudios realizados por FERNÁNDEZ-GONZÁLEZ y cols. (2014a) en la cuenca del Ulla (Galicia), donde fueron del 22 % del total de los tramos prospectados y ligeramente inferiores a los obtenidos en el norte de Portugal, del 27 % del total de los tramos (FERNÁNDEZ-GONZÁLEZ y cols., 2014a) y aún más bajos que los hallados recientemente en Asturias, donde se obtuvo un porcentaje de ocupación de un 29,5 % del total de los tramos prospectados (FERNÁNDEZ-GONZÁLEZ y cols., 2017b).

A los 77 tramos fluviales con presencia constatada de *Galemys pyrenaicus* habría que añadir un total de 81 tramos con presencia probable, en los que, a pesar de haber recogido indicios típicamente atribuibles a esta especie, los test de confirmación (genética y búsqueda de pelos típicos) no resultaron positivos. La mayoría de los tramos donde se confirmó la presencia son cauces de escasa entidad, en su mayoría pequeños tributarios o tramos de cabecera relativamente bien conectados entre sí, lo que está en consonancia con los resultados obtenidos en la vertiente francesa de los Pirineos (CHARBONNEL y cols., 2015; BIFFI y cols., 2016).

Otro aspecto que destacar es la amplia distribución de la especie en la región, que ocupa de oeste a este todas las subcuencas de los principales ríos que discurren por la provincia de León, si bien cada vez más recluida a cuencas altas y zonas de cabecera. Se trata, pues, de unos datos esperanzadores para la especie, con una ocupación amplia pero cada vez más acantonada en zonas altas de la red hidrográfica, en las que aún perduran numerosas poblaciones, algunas de ellas de cierta relevancia, como las del río Yuso o las del Omañas. Esta buena distribución podría permitir, después de aplicar las preceptivas medidas específicas de conservación, recuperar sus poblaciones tanto en su distribución como en su densidad.

En cuanto a las barreras, se han encontrado grandes presas y embalses en las tres cuencas hidrográficas (fig. 2). En la del Duero existen cuatro grandes embalses: el de Riaño (en el río Esla), el del Porma, el de Casares de Arbás (río Casares) y el de Barrios de Luna. Aguas abajo de estos embalses la presencia de desmán está recluida tan solo a pequeños afluentes de escasa entidad. En los tramos medios-bajos de estos ríos esta no se ha podido confirmar. La ausencia de la especie posiblemente sea debida a una regresión poblacional, como consecuencia de la alteración del medio fluvial, especialmente en las zonas medias-bajas, donde se han efectuado todo

tipo de obras hidráulicas, entre ellas obstáculos de gran tamaño, que alteran el continuo fluvial y modifican las condiciones hidrológicas, circunstancia que afecta directamente a la ocupación del hábitat por parte del desmán (ESNAOLA y cols., 2018).

En la cuenca del Sil también se confirmó la presencia de desmán ibérico en todas las subcuencas, con un porcentaje de ocupación del 25,55 % del total de los tramos prospectados. En las partes medias-bajas de los ríos principales la presencia no ha podido ser confirmada. Al igual que en la cuenca del Duero, los cauces de los principales ríos están afectados por grandes presas. El río Sil está regulado por cuatro presas a su paso por la provincia de León. Aguas abajo de los embalses de Villaseca (en la cabecera), Las Rozas, Las Ondinas y Peñadrada no se pudo confirmar la presencia de desmán. Al igual que ocurre en la cuenca del Duero, la ausencia de la especie aguas abajo de las grandes presas podría estar relacionada con las alteraciones del hábitat fluvial provocadas por estas obras de ingeniería. Estas presas alteran el régimen hidráulico natural y modifican el funcionamiento del ecosistema fluvial al reducir las poblaciones de macroinvertebrados bentónicos, como consecuencia de las fuertes variaciones en las condiciones hidráulicas y en la extensión de la lámina de agua del cauce (JAMES y cols., 2008; ESNAOLA y cols., 2018), lo que tiene consecuencias directas sobre las condiciones de habitabilidad del desmán. Las presas preferenciales del desmán (efímeras, plecópteros y tricópteros) (CASTIÉN y GOSÁLBEZ, 1995) son muy sensibles a la contaminación y a las variaciones de caudal originadas por las grandes presas, por lo que una merma de la calidad del medio acuático afecta directamente a la disponibilidad trófica.

Unidades de manejo y medidas de conservación

La identificación de barreras que dificultan la conectividad es uno de los aspectos más importantes en la gestión de poblaciones fragmentadas de especies amenazadas. Una de las tareas más urgentes para adoptar las medidas de gestión y manejo más adecuadas para la conservación del desmán es determinar la situación existente en cada una de las subcuencas ocupadas y su conexión entre sí (NORES, 1999). La delimitación de las UM y

la evaluación del estado de cada una de ellas podría ser una herramienta útil para la adopción de medidas específicas de conservación, ya que permitiría definir y priorizar las acciones atendiendo al nivel de vulnerabilidad de las poblaciones identificadas.

Del total de las 29 UM identificadas (fig. 2; tabla 1) se considera prioritario actuar sobre el 52 % de ellas, por considerarse las más vulnerables (vulnerabilidad crítica y alta) debido a su bajo número de individuos y a la escasa extensión de la red hidrográfica disponible, pues la red fluvial de la que disponen algunas de ellas es muy limitada. En las UM Torío (10), Alto Sil (18), Pereda (16), Alto Cares (1), Aralla (15), Alto Sil 3 (20), Alto Luna (13), Porma (7), Cabrera (29), Arroyo Valseco (22), Esla (3), Alto Curueño (8), Alto Sil 2 (19), Orza (5) y Alto Torío (9) se localizan algunas de las poblaciones que atraviesan por peor situación (tabla 1). Las medidas de gestión en dichas UM deberían incluir *i*) estudios poblacionales; *ii*) medidas específicas de recuperación de la especie y de mejora del hábitat; *iii*) análisis específico del efecto barrera de los obstáculos identificados y *iv*) estudios genéticos que aporten información crucial sobre el aislamiento, la endogamia y la salud genética de las poblaciones identificadas.

Los estudios poblacionales exhaustivos resultan imprescindibles para determinar el número de individuos por UM antes y después de la gestión aplicada, lo que permite conocer la efectividad de las medidas realizadas. Para dichos estudios será necesario aplicar un programa de trampeo específico con el que obtener datos poblacionales (estructura de edades, razón de sexos...) y comparar la dinámica poblacional a escala temporal amplia.

Las actuaciones que mejoren el estado de conservación del ecosistema fluvial son especialmente beneficiosas para la preservación a largo plazo de las poblaciones de desmán, siempre que no se afecte a la continuidad del río ni se artificialicen las orillas (NORES, 1999; ICN, 2006; NORES y cols., 2007). La recuperación del hábitat del desmán comprendería un conjunto de actuaciones de restauración de los bosques autóctonos de ribera y de mejora de la conectividad longitudinal de los hábitats ribereños. Esto iría especialmente dirigido a incrementar la capacidad de acogida del hábitat y con ello la recuperación de las poblaciones, tanto en cuanto al número de efectivos como a la continuidad en la ocupación de

la red hidrográfica. La preservación de la estructura natural de los cauces y de las márgenes, así como la conservación del bosque de ribera y de la vegetación adyacente a las líneas de agua, mejoran la disponibilidad de refugios para la especie (MELERO y cols., 2012) y, en consecuencia, podrían tener efectos positivos sobre la supervivencia y la capacidad reproductiva del desmán.

Trabajos recientes efectuados en la provincia de Zamora han permitido comprobar como obstáculos de 8-10 metros de altura, aun sin provocar un aislamiento total de las poblaciones situadas aguas arriba o aguas abajo de la infraestructura, ocasionan una importantísima restricción a los movimientos dispersivos de ambos sectores (ESCODA y cols., 2019). Es por ello por lo que urge ahondar en el conocimiento de la capacidad dispersiva de la especie y realizar estudios específicos en los que se deben combinar técnicas radiotelemétricas y genómicas que permitan conocer los principales patrones de dispersión de la especie, así como determinar el nivel de aislamiento entre las UM, lo que posibilitaría establecer un criterio más específico en cuanto a la vulnerabilidad de las UM se refiere. Esta información sobre la movilidad y la capacidad dispersiva es crucial para desarrollar las medidas más adecuadas de conectividad (permeabilización de barreras, creación de corredores, restauración de zonas degradadas...), con el fin de aumentar la de las UM.

De forma paralela a las medidas anteriores, se considera prioritaria la realización de estudios genómicos detallados a escala de cuenca, analizando el grado de conectividad de las poblaciones y especialmente el aislamiento entre núcleos derivado de la presencia de grandes presas en la montaña leonesa. Estudios recientes han determinado una fuerte estructuración genética a nivel intrapoblacional, sin apenas intercambio genético (IGEA y cols., 2013), y la fragmentación del hábitat es una causa probable de esta pérdida de diversidad. La ausencia de flujo génico aumenta la endogamia en las poblaciones, tal como ya han demostrado ESCODA y cols. (2017), lo que podría ocasionar problemas reproductivos y, por lo tanto, aumentar la probabilidad de extinción de algunas poblaciones, especialmente en las UM más vulnerables (tabla 1). Sería también de especial relevancia estudiar las subcuencas de los ríos Curueño y Porma, ya que en esas áreas se encuentra la frontera entre dos de los principales linajes genéticos de esta especie

(QUEJERETA y cols., 2017). Esto coincide con las UM 6, 7 y 8. Trabajos recientes sugieren que estas poblaciones son de reciente creación, probablemente debido a la dispersión entre subcuencas, lo que refuerza la idea de que los corredores de ribera y las conexiones a través de cabeceras tienen un gran potencial para la dispersión entre cuencas aisladas, especialmente los situados a bajas altitudes y con afluentes cercanos a las divisorias de aguas (QUEREJETA y cols., 2017). Con todo ello habría que tratar de buscar soluciones a un problema, el de la fragmentación, difícil de abordar por su complejidad. Es por ello por lo que se precisa de un mayor conocimiento para abordar con criterio las necesarias actuaciones de mejora de conectividad, sin excluir acciones de manejo como la dispersión asistida a través de la traslocación de ejemplares (BRICHERI-COLOMBI y MOEHRENSCHLAGER, 2016; READING y cols., 2017).

Las medidas aquí propuestas y los estudios recomendados en este artículo podrían ayudar no solo a la conservación de esta especie, sino también a la de otras muchas especies vinculadas al medio acuático y a los ecosistemas ribereños, ayudando así a preservar la biodiversidad de nuestros ríos.

AGRADECIMIENTOS

Los autores desean agradecer a la Junta de Castilla y León y al LIFE+ Desmania por la obtención de los datos facilitados de presencia de desmán ibérico en la provincia de León.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AYMERICH, P., y J. GOSÁLBEZ (2014). El desmán ibérico *Galemys pyrenaicus* (É. Geoffroy Saint-Hilaire, 1811) en los Pirineos meridionales. *Munibe Monographs. Nature Series*, 3: 37-77.
- AYMERICH, P., y J. GOSÁLBEZ (2015). Evidencias de regresión local del desmán ibérico (*Galemys pyrenaicus*) en los Pirineos meridionales. *Galemys*, 27: 31-40.
- BIFFI, M., A. CHARBONNEL, L. BUISSON, F. BLANC, M. NÉMOZ y P. LAFFAILLE (2016). Spatial differences across the French Pyrenees in the use of local habitat by the endangered semi-aquatic Pyrenean desman (*Galemys pyrenaicus*). *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 26: 761-774.

- BIFFI, M., F. GILLET, P. LAFFAILLE, F. COLAS, S. AULAGNIER, F. BLANC, M. GALAN, M. L. TIOUCHICHINE, M. NÉMOZ, L. BUISSON y J. R. MICHAUX (2017). Novel insights into the diet of the Pyrenean desman (*Galemys pyrenaicus*) using next-generation sequencing molecular analyses. *Journal of Mammalogy*, 98: 1497-1507.
- BRICHERI-COLOMBI, T. A., y A. MOEHRENSCHLAGER (2016). Alignment of threat, effort, and perceived success in North American conservation translocations. *Conservation Biology*, 30: 1159-1172.
- CASTIÉN, E., y J. GOSÁLBEZ (1995). Diet of *Galemys pyrenaicus* (Geoffroy, 1811) in the north of the Iberian Peninsula. *Netherlands Journal of Zoology*, 45: 422-430.
- CHARBONNEL, A., L. BUISSON, M. BIFFI, F. D'AMICO, A. BESNARD, S. AULAGNIER, F. BLANC, F. GILLET, V. LACAIZE, J. R. MICHAUX, M. NÉMOZ, C. PAGÉ, J. M. SÁNCHEZ-PÉREZ, S. SAUVAGE y P. LAFFAILLE (2015). Integrating hydrological features and genetically validated occurrence data in occupancy modelling of an endemic and endangered semi-aquatic mammal, *Galemys pyrenaicus*, in a Pyrenean catchment. *Biological Conservation*, 184: 182-192.
- ESCODA, L., J. GONZÁLEZ-ESTEBAN, A. GÓMEZ y J. CASTRESANA (2017). Using relatedness networks to infer contemporary dispersal: Application to the endangered mammal *Galemys pyrenaicus*. *Molecular Ecology*, 26: 3343-3357.
- ESCODA, L., A. FERNÁNDEZ-GONZÁLEZ y J. CASTRESANA (2019). Quantitative analysis of connectivity in populations of a semi-aquatic mammal using kinship categories and network assortativity. *Molecular Ecology Resources*, 19: 310-326.
- ESNAOLA, A., J. GONZÁLEZ-ESTEBAN, A. ELÓSEGUI, A. ARRIZABALAGA-ESCUADERO y J. AIHARTZA (2018). Need for speed: Preference for fast-flowing water by the endangered semi-aquatic Pyrenean desman (*Galemys pyrenaicus*) in two contrasting streams. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 28: 600-609.
- FERNANDES, M., J. HERRERO, S. AULAGNIER y G. AMORI (2008). *Galemys pyrenaicus*. En IUCN 2013. *IUCN Red List of Threatened Species*. Version 2013.2.
- FERNÁNDEZ-GONZÁLEZ, A., J. A. GARCÍA, D. MENÉNDEZ y D. FERNÁNDEZ-MENÉNDEZ (2014a). Evidencias de una ocupación temporal por parte del desmán ibérico (*Galemys pyrenaicus*) de cursos fluviales con una marcada estacionalidad en el norte de Portugal. *Galemys, Spanish Journal of Mammalogy*, 26: 57-64.
- FERNÁNDEZ-GONZÁLEZ, A., J. A. GARCÍA, D. MENÉNDEZ, J. FERNÁNDEZ-LÓPEZ, D. FERNÁNDEZ-MENÉNDEZ y J. SANTAMARINA (2014b). Nuevos datos sobre la distribución del desmán ibérico (*Galemys pyrenaicus*) en Galicia. Proyecto LIFE+ MARGALULLA. *Galemys, Spanish Journal of Mammalogy*, 26: 105-110.
- FERNÁNDEZ-GONZÁLEZ, A., J. A. GARCÍA, J. M. FERNÁNDEZ-FERNÁNDEZ, S. MUNNÉ-PRAT, J. FERNÁNDEZ-LÓPEZ y J. C. GARCÍA (2015). *Diagnosis del tamaño poblacional y conectividad de las poblaciones de desmán ibérico (Galemys pyrenaicus) en el ámbito del LIFE+ MARGALULLA (LIFE 09 NAT7ES/000514)*. Informe inédito. Xunta de Galicia. 184 pp.

- FERNÁNDEZ-GONZÁLEZ, A., J. FERNÁNDEZ-LÓPEZ, S. MUNNÉ, J. M. VALLE, L. ESCODA, J. CASTRESANA y D. FERNÁNDEZ-MENÉNDEZ (2017a). Estructura poblacional del desmán ibérico (*Galemys pyrenaicus*) en dos cuencas fluviales del oeste de Zamora. *XIII Congreso de la Sociedad Española para la Conservación y Estudio de los Mamíferos (SECEM)*: 52. Guadalajara, 6-9 de diciembre de 2017. Póster. Libro de resúmenes. SECEM. Málaga.
- FERNÁNDEZ-GONZÁLEZ, A., J. M. VALLE, J. FERNÁNDEZ-LÓPEZ, S. MUNNÉ, D. MENÉNDEZ-RODRÍGUEZ, A. BALMORI-DE LA PUENTE, J. CASTRESANA, D. FERNÁNDEZ-MENÉNDEZ y V. M. VÁZQUEZ-FERNÁNDEZ (2017b). Reclusión de las poblaciones de desmán ibérico (*Galemys pyrenaicus*) del principado de Asturias a las cuencas fluviales centro occidentales. *XIII Congreso de la Sociedad Española para la Conservación y Estudio de los Mamíferos (SECEM)*: 54. Guadalajara, 6-9 de diciembre de 2017. Póster. Libro de resúmenes. SECEM. Málaga.
- FUNK W. C., J. K. MCKAY, A. P. HOHENLOHE y W. F. ALLENDORF (2012). Harnessing genomics for delineating conservation units. *Trends in Ecology and Evolution*, 27: 489-496.
- GISBERT, J., y R. GARCÍA (2014). Historia de la regresión del desmán ibérico *Galemys pyrenaicus* (É. Geoffroy Saint-Hilaire, 1811) en el sistema Central (península ibérica). En A. Ruiz, J. López de Luzuriaga y J. Rubines (eds.), *Conservation and management of semi-aquatic mammals of southwestern Europe*: 19-135. Aranzadi Society of Sciences (Munibe Monographs Nature Series). San Sebastián.
- ICN (Instituto de Conservação da Natureza) (2006). *Galemys pyrenaicus*. *Fauna. Ficha de caracterização ecológica e de gestão. Plano Sectorial da Rede Natura 2000*.
- IGEA, J., P. AYMERICH, A. FERNÁNDEZ-GONZÁLEZ, J. GONZÁLEZ-ESTEBAN, A. GÓMEZ, R. ALONSO, J. GOSÁLBEZ y J. CASTRESANA (2013). Phylogeography and postglacial expansion of the endangered semi-aquatic mammal *Galemys pyrenaicus*. *BMC Evolutionary Biology*, 13: 115-225.
- JAMES, A. B. W., Z. S. DEWSON y R. G. DEATH (2008). The effect of experimental flow reduction on macroinvertebrate drift in natural and streamside channels. *River Research and Applications*, 24: 22-35.
- MELERO, Y., P. AYMERICH, J. J. LUQUE-LARENA y J. GOSÁLBEZ (2012). New insights into social and space use behaviour of the endangered Pyrenean desman (*Galemys pyrenaicus*). *European Journal of Wildlife Research*, 58: 185-193.
- NORES, C. (1999). *Informe sobre la situación del desmán ibérico (Galemys pyrenaicus) en España. Seminario sobre conservación de Margaritifera margaritifera y Galemys pyrenaicus en la península ibérica*. Pola de Somiedo (Asturias), 6-8 de mayo de 1999. INDUROT/Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- NORES, C. (2017). Desmán ibérico – *Galemys pyrenaicus*. En A. Salvador y J. Barja (eds.), *Enciclopedia virtual de los vertebrados españoles*. Museo Nacional de Ciencias Naturales. Madrid.

- NORES, C., A. I. QUEIROZ y J. GISBERT (2007). *Galemys pyrenaicus* (É. Geoffroy Saint-Hilaire, 1811). En L. J. Palomo, J. Gisbert y J. C. Blanco (eds.), *Atlas y libro rojo de los mamíferos terrestres de España*: 92-95. Dirección General para la Biodiversidad / SECEM / SECEMU. Madrid.
- QUAGLIETTA, L., J. PAUPEIRO, F. MARTINS, P. ALVES y P. BEJA (2018). Recent range contraction in the globally threatened Pyrenean desman highlight the importance of stream headwater refugia. *Animal Conservation*, 21: 515-525.
- QUEIROZ, A. I., C. M. QUARESMA, C. P. SANTOS, A. J. BARBOSA y H. M. CARVALHO (1998). Bases para a Conservação da Toupeira-de-água (*Galemys pyrenaicus*). *Estudos de Biologia e Conservação da Natureza*, 27: 1-118.
- QUEREJETA, M., A. FERNÁNDEZ-GONZÁLEZ, R. ROMERO y J. CASTRESANA (2017). Post-glacial dispersal patterns and mitochondrial genetic structure of the Pyrenean desman (*Galemys pyrenaicus*) in the northwestern region of the Iberian Peninsula. *Ecology and Evolution*, 7: 4486-4495.
- READING, R. P., B. J. MILLER y L. E. RAMÍREZ (2017). The Growing Importance of Reintroductions and Translocations as Tools for Conservation in an Age of Rapid Climate Change. En D. A. Della Sala y M. I. Goldstein (eds.), *The Encyclopedia of the Anthropocene*, vol. 3: 405-408. Elsevier. Oxford.