

LIFE+LIMNOPIRINEUS: CONSERVACIÓN DE HÁBITATS Y ESPECIES ACUÁTICAS DE LA ALTA MONTAÑA DE LOS PIRINEOS

MEMÓRIA TÉCNICA



LIFE13 NAT/ES/001210 LIMNOPIRINEUS

**LIFE+LIMNOPIRINEUS:
CONSERVACIÓN DE
HÁBITATS Y ESPECIES
ACUÁTICAS DE LA ALTA
MONTAÑA DE LOS
PIRINEOS**

LIFE+LIMNOPIRINEUS: CONSERVACIÓN DE HÁBITATS Y ESPECIES ACUÁTICAS DE LA ALTA MONTAÑA DE LOS PIRINEOS

COORDINADORES

Empar Carrillo
Josep Maria Ninot
Teresa Buchaca
Marc Ventura

DISEÑO GRÁFICO
creativadisseny.cat

IMPRENTA
GoPrinters

DEPÓSITO LEGAL
B 27921-2019

ISBN
978-84-18199-14-1

Coordinador:



Beneficiarios:

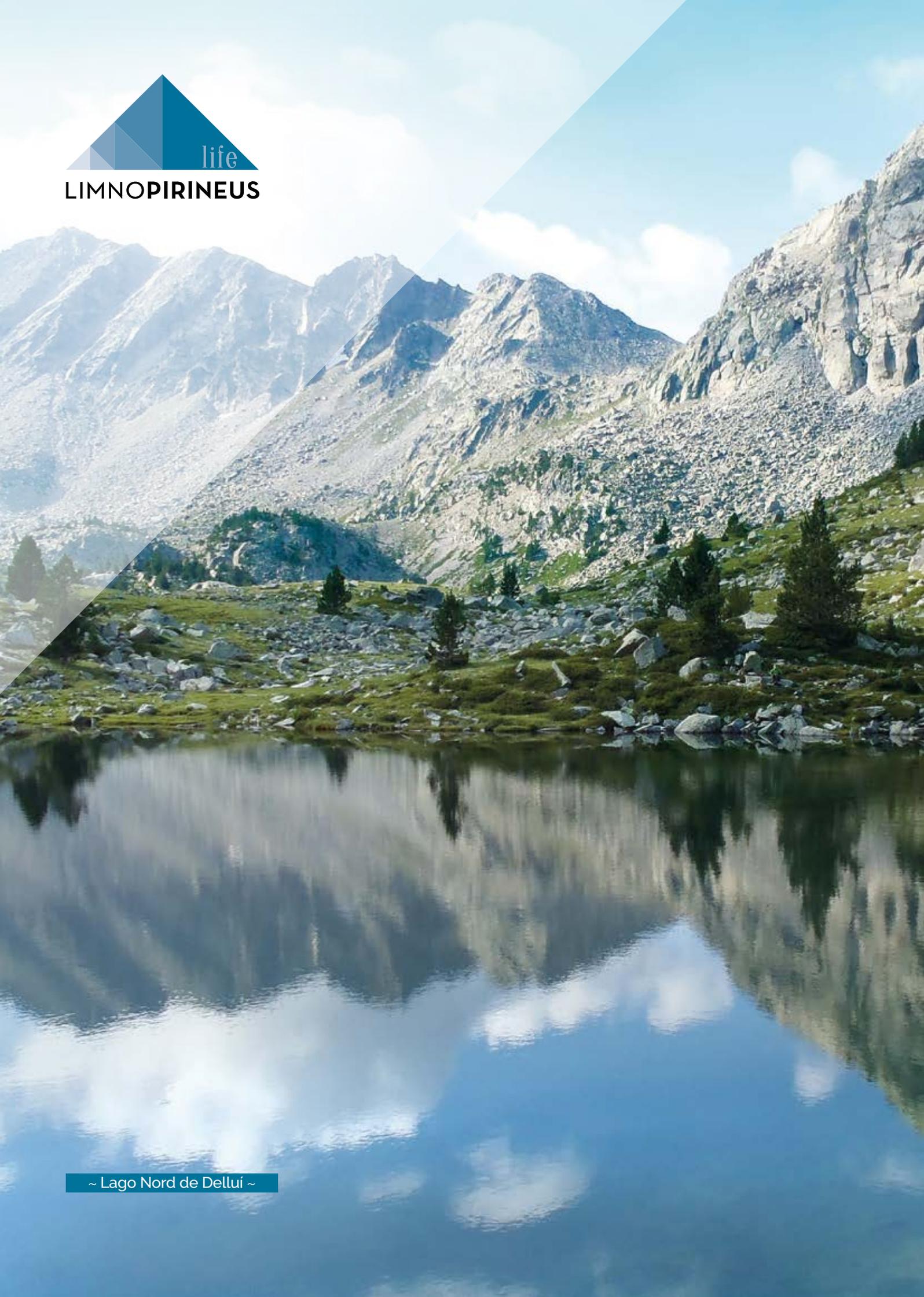


Co-financiador:





LIMNOPIRINEUS



~ Lago Nord de Dellui ~



06

Eliminación de peces introducidos como medida de restauración de lagos de alta montaña

POU-ROVIRA *et. al*

28

Cambios en los lagos a partir de la reducción de las densidades de peces

BUCHACA *et. al*

42

Rápida recuperación de las poblaciones de anfibios en ocho lagos de alta montaña vinculada a la erradicación de peces exóticos

MIRÓ *et. al*

54

Alteraciones y cambios que afectan a la conservación de la biodiversidad del Estanho de Vilac (Valle de Arán)

CARRILLO *et. al*

72

El sistema hidroturboso de Trescurro: gradientes ambientales y eventos climáticos limitan la distribución local de las comunidades vegetales

COLOMER *et. al*

84

Hábitats de interés comunitario en los humedales de alta montaña de Aigüestortes y del Alt Pallars: distribución, impactos y amenazas

PÉREZ-HAASE *et. al*

100

Evaluación de la percepción de visitantes y residentes sobre los ecosistemas acuáticos de alta montaña

ROMAGOSA *et. al*

108

Estado de conservación del cavilat (*Cottus hispaniolensis*) en el valle de Arán

ROCASPANA *et. al*

114

Recuperación de turberas en el embalse de la Font Grossa, Espot

NINOT *et. al*



~ Lago Naorte ~

ELIMINACIÓN DE PECES INTRODUCIDOS COMO MEDIDA DE RESTAURACIÓN DE LAGOS DE ALTA MONTAÑA

Quim POU-ROVIRA (1), Eloi CRUSET (1), Blanca FONT (1), Ismael JURADO (1), Meritxell CASES (1), Teresa BUCHACA (2), Ibor SABÁS (2), Alexandre MIRÓ (2), Victor OSORIO (2), MARIÀNGELS PUIG (2) y MARC VENTURA (2)

1. Sorelló, Estudis al Medi Aquàtic. Parque Científico de la Universitat de Girona, 17003 Girona, Cataluña, España.
2. Grupo de Ecología Integrativa de Aguas Continentales. Centro de Estudios Avanzados de Blanes (CEAB-CSIC). Calle de acceso a la Cala Sant Francesc, 14, 17300 Blanes, Cataluña, España.

— • —

RESUMEN

Entre los objetivos del proyecto LIFE+ LimnoPirineus (2014-2019) figuraban la restauración ecológica de ocho lagos pirenaicos y la recuperación o mejora de las poblaciones de diversas especies de interés comunitario de estos lagos, mediante la erradicación o el control intensivo de peces introducidos de hasta cuatro especies. En la mayor parte de lagos el objetivo operativo ha sido la erradicación, mientras que tan solo en uno de ellos el objetivo pasaba simplemente por llevar a cabo un control intensivo hasta alcanzar al menos una reducción del 75 % de la población inicial. A finales de 2019, estos objetivos se han alcanzado completamente para cinco de los lagos de actuación, mientras que en los otros tres lagos están cerca de alcanzarse, cosa que sucederá probablemente antes de finales de 2020. Se han puesto a punto métodos de extracción de peces basados en la combinación de hasta tres técnicas de captura principales: redes, trampas y pesca eléctrica. Se demuestra que la erradicación de los peces es factible en muchos lagos de alta montaña con una inversión suficiente en medios materiales y humanos, y con una adecuada planificación de las operaciones. Cuando no es factible la erradicación, el control intensivo mediante un esfuerzo sostenible en el tiempo es también una alternativa que cabe considerar a medio plazo.

INTRODUCCIÓN

Los lagos de alta montaña de los Pirineos están aislados de los ríos de los valles principales por barreras hidrográficas que han impedido una colonización natural por parte de los peces (Pechlaner, 1984). A pesar de esto, sobre todo durante el siglo XX, en relación con la práctica de la pesca deportiva, se han ido efectuando introducciones de peces, hasta el punto de que actualmente muchos lagos mantienen poblamientos ícticos estables (Miró, 2011). Las dos especies más difundidas en los lagos de alta mon-

taña pirenaicos son la trucha común (*Salmo trutta*) y el piscardado (*Phoxinus* sp.). Otras especies introducidas en los lagos de la vertiente sur pirenaica, pero menos difundidas que la trucha común y el piscardado, son la trucha de arroyo (*Salvelinus fontinalis*) y la trucha arcoíris (*Oncorhynchus mykiss*) (Aparicio *et al.*, 2016; SI-EXOAQUA, 2019; SIBIC, 2019). Actualmente, entre el 35 % y el 85 % de los lagos de los Pirineos están ocupados por peces, dependiendo del valle (Miró i Ventura, 2013; 2015). Parece claro que la motivación para la introducción de salmónidos ha sido siempre su valor como especies objetivo de la pesca tradicional (antes) y deportiva (en tiempos modernos). En cambio, en el caso del piscardado, su introducción se inició más tarde, probablemente a partir de los años 70, cuando se extendió su uso como cebo vivo y pez forraje.

Los efectos de la introducción de peces en lagos alpinos originalmente libres de ictiofauna van desde la extirpación de otras especies de fauna, tanto de invertebrados como de vertebrados, hasta cambios radicales en la estructura y la dinámica del ecosistema lacustre, llegando a afectar al estado ecológico, o a la calidad y el aspecto visual del agua (Buchaca *et al.*, 2016; Knapp, 2005; Knapp *et al.*, 2015; Maxwell *et al.*, 2011; Miró *et al.*, 2018; Reising *et al.*, 2006; Tiberti y Von Hardenberg, 2012; Ventura *et al.*, 2017).

Junto con las amplias evidencias del impacto que las especies introducidas tienen sobre la biodiversidad original, tanto a escala local como regional, también existe un amplio consenso en el sentido de que la mejor medida para evitar o minimizar estos impactos es la prevención y la vigilancia para evitar nuevas introducciones, sean deliberadas o involuntarias (Wittenberg *et al.*, 2001; García-Berthou *et al.*, 2005; Simberloff *et al.*, 2013). En paralelo, se reconoce que la gestión activa de las poblaciones de especies alóctonas ya establecidas, sea para eliminarlas o, al menos, para contenerlas o mitigar sus efectos, es casi siempre técnicamente inviable o no asumible económicamente, a pesar de que en algunas situaciones se pueden planificar actuaciones con ciertas posibilidades de éxito. En este sentido, resulta pertinente concentrar los esfuerzos de actuación sobre poblaciones aisladas de especies

introducidas, como es el caso de los lagos pirenaicos, y aún más donde se combine un alto potencial de recuperación ecológica con un alto interés de conservación por la singularidad o el valor biogeográfico de los hábitats o las especies autóctonas potencialmente presentes.

Fuera de Europa se han llevado a cabo numerosos proyectos o programas de gestión activa de especies exóticas de peces, bien sea para erradicar poblaciones establecidas o para iniciar programas de control intensivo estable, sobre todo en América del Norte (por ejemplo: Tyus y Saunders, 2000; Hill y Cichra, 2005), pero también en otras zonas como Australia, Nueva Zelanda o Suráfrica (por ejemplo: Lintermans, 2000; Thomas *et al.*, 2006). Entre estos programas, cabe destacar los conducidos en la alta montaña de América del Norte, en la cordillera de las Rocosas, con un amplio historial de experiencias exitosas.

En Europa, en cambio, los antecedentes de gestión activa de especies exóticas de peces son aún poco habituales, aunque van aumentando gradualmente (por ejemplo: Britton *et al.*, 2009; Campos *et al.*, 2013). Sin embargo, en el caso concreto de la alta montaña, los proyectos conocidos son muy escasos, aunque a menudo son exitosos (Tiberti, 2018). A pesar de esto, hasta ahora se han centrado principalmente en salmónidos, y tan solo muy ocasionalmente se centran en pequeños ciprínidos como el piscardos.

En este contexto, el proyecto LIFE+ LimnoPirineus (LIFE+ Natura LIFE13 NAT/ES/001210) ha incluido actuaciones de eliminación de los núcleos de peces exóticos en una selección de lagos de montaña del Parque Natural del Alt Pirineu (PNAP) y del Parque Nacional de Aigüestortes i Estany de Sant Maurici (PNAESM). Los objetivos de conservación directamente vinculados a estas actuaciones han sido: 1) la restauración de la calidad estructural y el funcionamiento ecológico; 2) la recuperación de poblaciones lacustres de anfibios amenazados (*Rana temporaria*, *Alytes obstetricans*, y *Euproctus asper*) para la mejora de sus metapoblaciones locales, y 3) la mejora de las poblaciones de diversos mamíferos amenazados (*Galemys pyrenaicus*, *Lutra lutra*, *Rhinolophus hipposideros* y *Plecotus macrobullaris*) en estos espacios naturales protegidos.

MÉTODOS

Todos los detalles metodológicos, operativos y de planificación en relación con las actuaciones de eliminación de peces introducidos en los lagos en el marco del proyecto LIFE+ LimnoPirineus (LLP) se han incluido en dos protocolos redactados específicamente para esta finalidad (Pou-Rovira, 2015a; Pou-Rovira, 2015b), los cuales incluyen más información que la aquí aportada.

Área de actuación y plan de trabajo

Los lagos seleccionados del LLP para llevar a cabo la eliminación de los núcleos de peces introducidos han sido

ocho, tres de los cuales se encuentran situados en el Parque Natural del Alt Pirineu (PNAP) y los restantes en el Parque Nacional de Aigüestortes i Estany de Sant Maurici (PNAESM) (tabla 1, figura 1). Los tres lagos situados en el PNAP inicialmente solo tenían poblaciones de piscardos. En cambio, la situación de partida en los lagos seleccionados del PNAESM era más diversa. Los cinco lagos del parque nacional tenían un salmónido presente, mientras que dos de ellos además tenían piscardos.

A efectos organizativos (y principalmente debido a la capacidad de trabajo de las brigadas de trabajo específicamente destinadas a la tarea de extracción de peces), el inicio de las operaciones en cada lago ha sido escalonado. Excepcionalmente, en el lago Closell el trabajo de eliminación de peces se inició en 2013, en el contexto de un proyecto experimental previo para comenzar a evaluar las posibilidades y los métodos más oportunos para hacer frente a la erradicación de piscardos en lagos de alta montaña. Estas pruebas tuvieron continuidad durante 2014, en el marco de un proyecto paralelo, y se extendieron a otros lagos no seleccionados dentro del LLP (Pou-Rovira, 2015c). Finalmente, en 2015 se iniciaron los trabajos definitivos en cuatro de los lagos inicialmente previstos, dejando para 2016 y 2017 el inicio en los tres otros lagos (tabla 1).

Llegado el momento de planificar operaciones de eliminación de núcleos de peces u otra fauna acuática en masas de agua continentales, existen diversas opciones metodológicas que cabe valorar ya de entrada. Entre ellas hay que destacar las estrategias basadas en la desecación temporal de la masa de agua o, alternativamente, en el uso de ictiocidas, sobre todo de rotenona o sus derivados (Finlayson, 2010). Aun siendo muy efectiva, la desecación es factible en muy pocas situaciones. Respecto al uso de ictiocidas, representa una herramienta de gestión de gran potencial práctico, pero lamentablemente aún presenta numerosas limitaciones, tanto a nivel operativo como legal. En consecuencia, en el proyecto LLP se han concentrado los esfuerzos en una estrategia basada en la planificación de campañas intensivas de pesca, es decir de captura masiva y persistente de peces hasta alcanzar los objetivos operativos establecidos. De hecho, existen numerosos precedentes de proyectos de eliminación de peces mediante la aplicación únicamente de captura intensiva de ejemplares (por ejemplo: Bio *et al.*, 2008; Pou *et al.*, 2013; Pou-Rovira, 2013; Pou-Rovira, 2017), entre los cuales conviene destacar aquí los proyectos de extirpación de núcleos de salmónidos introducidos en lagos de alta montaña (Bosch *et al.*, 2019; Tiberti *et al.*, 2018; Knapp y Matthews, 1998). Estos proyectos han constituido una base de referencia para la planificación de las operaciones similares de extracción de salmónidos previstas en el LLP. En cambio, en el momento de iniciar el LLP no se conocían precedentes de experiencias de control intensivo o erradicación en la alta montaña de piscardos o especies similares mediante captura persistente. Este hecho ha supuesto un condicionante para el LLP que ha comportado la implementación de una estrategia metodológica adaptativa para mejorar la metodología a medida que se han ido observando y registrando resultados gradualmente.

A efectos de alcance de los objetivos de recuperación ecológica establecidos por el LLP respecto a los lagos, el objetivo operativo en cada uno de ellos ha sido la erradicación completa de los peces con el fin de dejar el lago libre de peces dentro de los plazos del proyecto (tabla 1). Sin embargo, en el lago de Naorte, debido a su tamaño y a la incertidumbre inicial respecto al caso del piscardo, el objetivo operativo inicial se rebajó a un control intensivo para conseguir una reducción significativa de la población de al menos un 75 % que resulte fácilmente sostenible a medio plazo mediante esfuerzos posteriores.

En el marco de las pruebas iniciales llevadas a cabo para escoger las técnicas de captura más eficientes y oportunas para cada situación, se descartaron diversas técnicas que, si bien generan capturas, tienen un rendimiento escaso, de forma que ni siquiera son útiles como método complementario en la mayor parte de escenarios de trabajo para el LLP. Se trata, por ejemplo, del uso de rалos, pequeñas artes de arrastre y cerco litorales, trampas pequeñas de tipo botella, trampas cebadas, trampas de grandes dimensiones, reteles o redes de tipo trasmallo. Algunas de estas técnicas se han demostrado útiles en otros proyectos de control de fauna acuática exótica (Rytwinski *et al.*, 2018), pero por ahora han resultado ineficaces o muy ineficientes en los lagos de alta montaña.

Finalmente, pues, las tres técnicas de captura principa-

Técnicas de captura

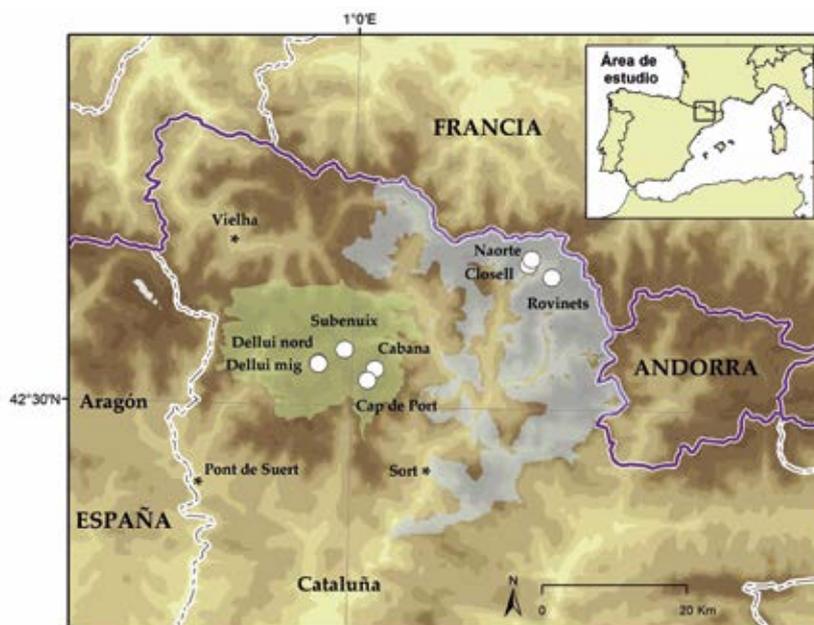
Nombre (código) ^a	Área protegida ^b	Máxima profundidad (m)	Superficie (ha)	Altitud (msnm)	Especies de peces presentes ^c	Objetivo operativo	Eliminación de peces: año inicio
DEN (1831)	PNAESM	6,7	0,35	2.306	STR, PPH	Erradicación	2015
DEM (1838)	PNAESM	6,2	1,09	2.314	STR, PPH	Erradicación	2015
SUB (2066)	PNAESM	11	2,64	2.194	SFO	Erradicación	2016
CPO (2213)	PNAESM	31,7	7,35	2.521	STR	Erradicación	2016
CAB (2259)	PNAESM	11,7	2,33	2.376	OMY	Erradicación	2017
CLO (2468)	PNAP	3,7	0,75	2.074	PPH	Erradicación	2013
NAO (2479)	PNAP	14	3,94	2.150	PPH	Control intensivo	2015
ROV (2654)	PNAP	5,4	0,37	2.223	PPH	Erradicación	2016

▲ **Tabla 1.** Características descriptivas de los ocho lagos de actuación, especies de peces presentes y objetivo operativo.

a DEN: Dellui Nord. DEM: Dellui Mig. SUB: Subenuix. CPO: Cap del Port. CAB: Cabana. CLO: Closell. NAO: Naorte. ROV: Rovinets.

b PNAESM: Parque Nacional de Aigüestortes i Estany de Sant Maurici. PNAP: Parque Natural del Alt Pirineu.

c STR: trucha común (*Salmo trutta*). OMY: trucha arcoíris (*Oncorhynchus mykiss*). SFO: trucha de arroyo (*Salvelinus fontinalis*). PPH: piscardo (*Phoxinus sp.*).



▲ **Figura 1.** Situación de los ocho lagos de actuación (puntos blancos). El Parque Nacional de Aigüestortes i Estany de Sant Maurici está representado en verde y el Parque Natural del Alt Pirineu en gris.

EFECTIVIDAD POR ESPECIE*				
Técnica de captura	STR	OMY	SFL	PPH
Redes de tipo agalladera multimalla	Alta	Alta	Alta	Alta
Trampas de tipo nasa fluvial	Baja (lagos) Media (arroyos)	Baja (lagos)	Media (lagos)	Alta (lagos, junio a agosto) Baja (lagos, agosto a octubre)
Pesca eléctrica	Media (arroyos) Baja (lagos)	Baja (lagos)	Media (arroyos) Baja (lagos)	Media / alta (lagos, junio y octubre) Baja (lagos, julio a septiembre)

▲ **Tabla 2.** . Eficacia de las principales técnicas de captura utilizadas, por especie. * Véanse códigos de la tabla 1.

les utilizadas para la eliminación de peces en los lagos han sido: 1) el uso de redes de tipo agalladera multimalla (figura 2); 2) el uso de trampas de tipo nasa fluvial (figura 3), y 3) la pesca eléctrica (figura 4). De todas formas, cada una de estas técnicas mostró una efectividad ciertamente variable en función de la especie y la época del año (tabla 2).

Redes

Las redes multimalla utilizadas son de nilón translúcido. Después de probar otras redes, el proveedor preferencial para el subministro de redes de calidad ha sido Lindeman (Finlandia). Las luces de malla han sido las siguientes: 5, 6, 8, 10, 12,5, 15,5, 19,5, 24, 29, 35, 43 y 55 mm. Estas mallas forman parte de la secuencia de mallas de las redes multimalla del estándar europeo para muestreo de peces en lagos (CEN 14757, 2005). Se ha utilizado una combinación diferente de mallas en función de las especies objetivo. Para los salmónidos se han utilizado todas, mientras que para el piscardo tan solo se han utilizado las mallas inferiores a 10 mm. Cada pieza ha consistido en una combinación de diversos paños de mallas diferentes, o bien en un único paño de malla uniforme, pero, en conjunto, en cada lago se ha colocado una superficie proporcionalmente equilibrada de diferentes luces de malla, siempre en función de las especies objetivo y de los resultados progresivamente conseguidos. La mayor parte de redes instaladas tienen una altura de 1,5 m y una longitud de 30 m, y se han colocado formando una parrilla que ha cubierto uniformemente cada lago. Esta parrilla se ha anclado con cabos a las orillas del lago, de forma que se ha podido regular la profundidad operativa de las piezas ajustando la tensión de las cuerdas. Algunas redes centrales han sido de mayor altura: de 3 m y, ocasionalmente, incluso de 4 m. Su posición en la columna de agua se ha ido variando según su eficacia y también según determinados condicionantes como la presencia de bloques o troncos sumergidos que puedan romperlas, aunque se ha procurado que se aproximen al fondo. Complementariamente, se han utilizado también redes de escasa altura (0,75 m o 0,5 m) y menor

longitud (15 m), generalmente de luz de malla pequeña (<8 mm), para su instalación en el litoral, estrategia que ha demostrado ser eficaz sobre todo para la captura de piscardo. Un aspecto clave del uso de redes es su revisión regular y frecuente para extraer las capturas acumuladas y limpiar el pósito que se acumula sobre el filamento de nilón y que hace disminuir rápidamente su eficacia. En fases iniciales del trabajo en cada lago, se han revisado como mínimo una vez por semana. Más adelante, cuando las capturas ya han disminuido aproximadamente por debajo del 10 % respecto al comienzo, las revisiones se espacian más, manteniendo preferentemente una cadencia máxima de revisión de 15 días.

Un aspecto digno de mención hace referencia a la calidad y durabilidad de los materiales de pesca, especialmente de las redes y, en menor medida, de las trampas. Las condiciones climáticas en alta montaña, con notables variaciones de la temperatura del agua y, sobre todo, la elevada radiación solar incidente, recortan considerablemente la vida útil de las mallas de nilón o poliamida con las que están construidas estas artes de pesca. Hemos observado variaciones notables en su durabilidad, desde escasamente una temporada en el caso de algunas redes hasta como mucho cuatro temporadas continuadas de uso. Todo indica que la vida útil de estos materiales depende principalmente de la calidad de los materiales utilizados por el fabricante y proveedor, pero también de las condiciones locales en cada lago y del uso que se hace de ellos. Este aspecto condiciona notablemente el rendimiento de la pesca y puede llegar a comprometer la viabilidad de las campañas plurianuales planificadas, si no se tiene en cuenta.

Figura 2. ▶

Redes de tipo agalladera utilizadas para la captura intensiva de peces en los lagos: A, revisión de una red colocada en un lago; B, detalle de una red de 0,5 m de altura colocada en el litoral; C, disposición en «parrilla» de diversas redes.



Trampas

Se ha recorrido al uso preferencial de trampas de tipo nasa fluvial con vela frontal, con dos muertes o embudos internos, de malla pequeña (4 mm), plegables y sin colocación de ningún cebo. La longitud total de estas trampas es de 3 m aproximadamente, y la altura en la boca de entrada es de 40 cm. Los suministradores principales se sitúan en Andalucía, donde los fabricantes artesanales locales las fabrican con calidad y resistencia suficientes para abastecer a la gran pesquería de crustáceos continentales del sur de España. Estas trampas han sido de utilidad para su colocación en serie en el litoral de los lagos, principalmente para la captura de pascardo. Ocasionalmente, también hemos utilizados trampas de este tipo de tamaño mayor y luz de malla también mayor para la captura de salmónidos en ciertos microhábitats, como arroyos tributarios o sectores del litoral operativamente complicados. Como en el caso de las redes de poca altura colocadas en el litoral, las trampas se han ido cambiando

regularmente de sector cada uno o dos meses, o al menos de posición precisa dentro del sector donde se encuentran, con el fin de reducir el fenómeno del «cansancio» que se observa cuando se mantienen permanentemente en el mismo emplazamiento preciso, que se traduce en una disminución drástica de las capturas respecto a la eficiencia esperada. La revisión y el vaciado de las trampas se hace regularmente: al menos una vez por semana cuando son muy eficientes, al principio de las campañas de eliminación de peces, y, en general, a principios de verano. Más adelante, cuando su eficiencia baja mucho, pero siguen generando capturas en el litoral, las revisiones se pueden espaciar hasta una vez al mes gracias a que las capturas de peces se mantienen vivas dentro de la trampa. Ahora bien, hay que tener presente que esta técnica de captura puede generar capturas accidentales de otras especies de fauna acuática, algunas de las cuales, además, pueden ahogarse eventualmente. Por lo tanto, en función de la incidencia de esta problemática en cada localidad y



▲ **Figura 3.** Trampas de tipo nasa fluvial de malla pequeña utilizadas para la captura intensiva de peces en los lagos: A, vista general de una trampa colocada en la orilla; B, disposición en batería de diversas trampas en un sector del litoral.

época de trabajo, es necesario ajustar convenientemente la frecuencia de revisión y, si conviene, también la forma de colocación de las trampas.

Pesca eléctrica

Esta técnica de captura es muy efectiva en la mayor parte de sistemas lóticos de profundidad escasa o media. En cambio, es poco o nada efectiva en sistemas leníticos abiertos, excepto en el litoral, donde, sin embargo, su eficacia depende de múltiples factores clave, como la estructura del hábitat, el comportamiento de los peces y, sobre todo, la turbidez y la conductividad eléctrica del agua. En los lagos de actuación del LLP, con una conductividad extremadamente baja, siempre por debajo los 50 mS/cm, su eficiencia es, en consecuencia, muy baja. De todas formas, con un buen despliegue operativo, la pesca eléctrica se ha demostrado medianamente efectiva para la captura del piscardo en el litoral de los lagos, sobre todo mientras

la temperatura del agua se mantiene por debajo de aproximadamente 18 °C. Además, también es parcialmente efectiva, y a la vez casi la única opción viable, para la captura de salmónidos en arroyos tributarios de algunos de los lagos de actuación que también ha sido necesario cubrir. Se han utilizado hasta tres tipos de aparatos de pesca eléctrica de la marca Hans Grassl: EL65 IIGI, ELT62-IIF, ELT62IIH, ordenados de mayor a menor potencia. Los aparatos del primer modelo son pesados, estacionarios, con alargado para el ánodo, mientras que los otros son equipos compactos, más ligeros y de mochila. Se ha dispuesto de dos aparatos de cada modelo, para un uso simultáneo y estratégico en los distintos sectores de la zona de actuación del LLP.

En los arroyos, la pesca eléctrica se ha llevado a cabo haciendo pasadas exhaustivas río arriba peinando todo el lecho, que se han ido repitiendo regularmente. Por contra, en el litoral de los lagos se han hecho pescas opera-



▲ **Figura 4.** Pesca eléctrica en los lagos: A, utilización de un equipo pesado; B, utilización de un equipo portátil con la ayuda operativa de una embarcación y en combinación con la colocación estratégica de redes litorales.

tivamente adaptadas a cada localidad, en función de los condicionantes orográficos. En las orillas más accesibles se ha reseguído el litoral con los equipos portátiles. En cambio, en otros casos es conveniente realizar estas pescas con la ayuda de un bote de remos, hecho que limita su eficacia. A lo largo del LLP, a medida que se ha ido ganando experiencia práctica en este tipo de ambientes, se han mejorado las tácticas operativas, con lo que se ha conseguido aumentar la eficacia de la pesca eléctrica. Así, por ejemplo, cuando la densidad de peces en el litoral ya es muy baja, es más eficaz pescar «al acecho» de los grupillos restantes de peces, para abordarlos súbitamente, que seguir realizando peinados homogéneos del litoral. Al mismo tiempo, se ha observado que, en algunos sectores clave del litoral donde tienden a concentrarse ejemplares de piscardo, el uso combinado de trampas, redes litorales y pesca eléctrica intensiva incrementa las capturas de cada técnica respecto a cualquiera de ellas por sí sola; este recurso es útil sobre todo en las fases finales de la eliminación del núcleo de peces, cuando la densidad ya es muy baja.

Distribución del esfuerzo de pesca

En la tabla 3 se muestra la distribución del esfuerzo anual de pesca por técnica y masa de agua finalmente aplicado durante el LLP. En todo momento se ha procurado mantener un esfuerzo global de pesca estable hasta alcanzar los objetivos operativos establecidos, es decir, hasta conseguir la erradicación de los núcleos de peces en la mayor parte de lagos de actuación. Ahora bien, el esfuerzo aplicado ha variado debido principalmente a la revisión adaptativa del plan de trabajo para cada lago. Así, en algunos casos, como en del lago de Cap de Port, el esfuerzo inicial con redes pronto se reveló insuficiente, de forma que se fue aumentando gradualmente. En el caso de las técnicas secundarias (por ejemplo, trampas en los lagos con tan solo salmónidos), el esfuerzo ha sido siempre bajo y a menudo bastante variable.

Por otro lado, cuando se ha extraído de cada lago el que se supone que habrá sido el último ejemplar, se recomienda mantener el esfuerzo de captura durante al menos un año para asegurarse de que realmente no quede ningún ejemplar aislado, antes de dismantelar la aparatamenta de artes de pesca instalada y dejar de pescar.

Análisis de datos

Todos los ejemplares capturados en el marco de las campañas de eliminación de peces del LLP han sido contabilizados, identificados a nivel de especie y sexados cuando ha sido posible. Además, de todas las capturas se ha tomado la longitud furcal y, cuando ha sido posible, el peso individual, con el fin de obtener estimaciones posteriores de la biomasa total extraída.

Por otro lado, también se han registrado en continuo las unidades de esfuerzo aplicadas para obtener las capturas, que dependen de cada técnica de captura (véase la tabla 3). A partir de estas unidades de esfuerzo ha sido posible generar valores de densidad relativa (CPUE, capturas por unidad de esfuerzo) por especie, lago y período de captura. Así, a parte de la evolución temporal de las capturas simples, expresadas con un número absoluto o relativo por cada período de tiempo de referencia, se utilizan también las CPUE como mejor indicador de la evolución de la población objetivo, ya que está estandarizado por el esfuerzo real aplicado. Aunque hemos calculado la densidad relativa para todas las técnicas de captura aplicadas, para cada especie se presentan únicamente las CPUE que se han considerado menos sometidas a variación interanual y, al mismo tiempo, se consideran más fiables y representativas de su dinámica poblacional. Así, en el caso de los salmónidos, se utilizan las CPUE basadas en el uso de redes durante toda la temporada efectiva de pesca de junio a octubre, mientras que en el caso del piscardo se utilizan tan solo las CPUE basadas en el uso de trampas de tipo nasa de junio a mediados de agosto.

ESFUERZO ANUAL DE PESCA POR TÉCNICA Y MASA DE AGUA*									
Técnica de captura		CLO	NAO	ROV	DEN	DEM	SUB	CPO	CAB
Redes (Unidades: red · día)	Media	766,3	1.633,0	1.343,5	896,6	1.560,8	2.457,8	2.564,8	2.634,3
	Máximo	1.238	2.492	1.800	1.762	2.181	2.999	3.450	3.014
	Mínimo	210	1.046	847	560	1.048	1.806	782	2.239
Trampas (Unidades: trampa · día)	Media	3.401,0	2.046,0	2.349,5	1.745,2	1.744,4	99,3	87,5	49,0
	Máximo	5.860	2.817	2.500	2.100	2.412	337	186	102
	Mínimo	1.740	1.084	2.156	1.359	1.100	0	0	0
Pesca eléctrica (Unidades: horas)	Media	51,0	115,4	61,0	139,4	135,0	43,8	66,8	10,0
	Máximo	114	190	82	210	341	91	96	18
	Mínimo	0	30	38	21	28	6	36	0
Jornadas de trabajo	Media	24,3	45,6	24,3	50,8	36,2	21,0	27,3	19,3
	Máximo	38	59	32	60	46	43	37	29
	Mínimo	11	34	19	40	25	10	19	12

▲ **Tabla 3.** Síntesis del esfuerzo de pesca aplicado a cada lago de actuación. * Véanse los códigos de la tabla 1.

Finalmente, también hemos calculado el rendimiento de pesca expresado simplemente como una ratio entre las capturas obtenidas y el esfuerzo de trabajo (jornadas de trabajo utilizadas), entendiéndose que siempre se ha trabajado con brigadas de pesca equivalentes, suficientemente equipadas y dimensionadas para aplicar las técnicas de captura con la máxima eficiencia posible en cada momento y localidad de trabajo. Este índice de rendimiento de pesca constituye un indicador adicional sobre la evolución temporal de la población objetivo en cada lago y, por lo tanto, también sobre el grado de éxito de las campañas de eliminación de peces.

RESULTADOS

Los objetivos operativos establecidos para las actuaciones de eliminación de núcleos de peces introducidos en los lagos de actuación del LLP (véase la tabla 1) se han logrado en la mayor parte de casos y, para el resto, todo indica que se alcanzarán en un plazo breve. En concreto, se han erradicado los siguientes núcleos de peces: piscardo en los lagos de Closell (PNAP) y de Dellui Mig (PNASEM), trucha común en los lagos de Dellui Mig y Dellui Nord (PNASEM), trucha de arroyo en el lago de Subenuix (PNASEM) y trucha arcoíris en el lago de Cabana (PNASEM). En todos estos lagos el último ejemplar fue capturado durante el 2018 o antes y se ha mantenido el esfuerzo de pesca durante el 2019, generando cero capturas y certificando así que los núcleos de peces están efectivamente erradicados. Además, en el lago de Naorte (PNAP) también se ha sobrepasado la reducción poblacional inicialmente prevista de al menos un 75 % para el piscardo.

En el caso de las poblaciones de piscardo de los lagos de Rovinets (PNAP) y de Dellui Nord, todo indica que la población restante a mediados de verano de 2019 es residual, con una densidad absoluta probablemente inferior a unas pocas decenas de individuos, o incluso menos. Por otro lado, en el lago de Cap de Port (PNASEM), la población de trucha común también estaba casi extirpada a mediados de verano de 2019. Por lo tanto, previsiblemente el último ejemplar en cada uno de estos tres lagos será capturado durante el 2019 o bien, como muy tarde, a principios de 2020. En cualquier caso, será necesario mantener el esfuerzo de pesca durante al menos un año adicional (hasta finales de 2020), de acuerdo con lo establecido en los protocolos específicos.

Piscardo

En la tabla 4 y en las figuras 5-A, 5-B y 5-C se recogen los resultados de las actuaciones de eliminación de piscardo en los lagos de actuación. En el caso de esta especie, el número total de ejemplares extraídos se puede considerar tan solo una aproximación a la densidad absoluta antes de empezar las actuaciones de extracción de peces, ya que durante los años de duración de las campañas de pesca se sigue produciendo reclutamiento, aunque con una tasa decreciente.

Las estructuras de tallas observadas para las poblaciones de piscardo eliminadas indican que se trataba de poblaciones bien estructuradas, con reclutamiento regular, aunque en algunos lagos quizás bastante variable de un año a otro, y también una baja mortalidad que explicaría una notable densidad relativa de ejemplares de talla muy grande (figura 6). Las diferencias observadas en las capturas y la biomasa totales extraídas, una vez ponderadas por la superficie de cada lago, son aún bastante notables, e indican una clara diversidad de situaciones de partida entre los lagos de actuación. La máxima densidad y biomasa inicial de piscardo se daban en el lago de Dellui Nord, gracias probablemente a la estructura de sus hábitats litorales, que favorecía a esta especie, entre otros factores por ahora no analizados. Por contra, la mínima densidad inicial se daba en el lago de Dellui Mig, situación que se puede relacionar con la presencia hasta entonces de un núcleo estable de trucha en este lago.

La dinámica poblacional del piscardo en cada lago, una vez iniciados los trabajos de pesca intensiva, ha sido bastante variable, en parte debido a aproximaciones metodológicas ajustadas a medida que se han ido registrando resultados. De hecho, uno de los lagos con una trayectoria más errática de las capturas extraídas ha sido el primero donde se iniciaron los trabajos, el de Closell. En cualquier caso, en todos los lagos, la disminución tanto de la densidad relativa media como del rendimiento de pesca han sido gradual y sostenida, hasta lograr la erradicación definitiva o acercarse a ella. En el conjunto de los lagos de actuación para los que se había establecido el objetivo operativo de conseguir la erradicación del piscardo, este hito se ha alcanzado (o muy probablemente se alcanzará) dentro de un plazo de entre 4 y 6 años de trabajo continuado. En los lagos donde ya se ha erradicado la especie, Closell y Dellui Mig, la última captura se obtuvo después de casi un año sin ninguna captura. Durante los últimos años de las campañas dejan de observarse reclutas en el litoral, hecho que indica que el núcleo restante no ha conseguido reproducirse.

En el caso concreto del lago de Naorte, el más grande de los lagos de actuación con presencia de piscardo, donde el objetivo operativo de partida era tan solo conseguir una reducción significativa de la población inicial, la tendencia de la población ha sido también regresiva, aunque con un pendiente o tasa inferiores. Es el único lago donde el rendimiento de pesca del piscardo no ha bajado nunca del 5 % respecto al primer año, a pesar de haber disminuido gradualmente.

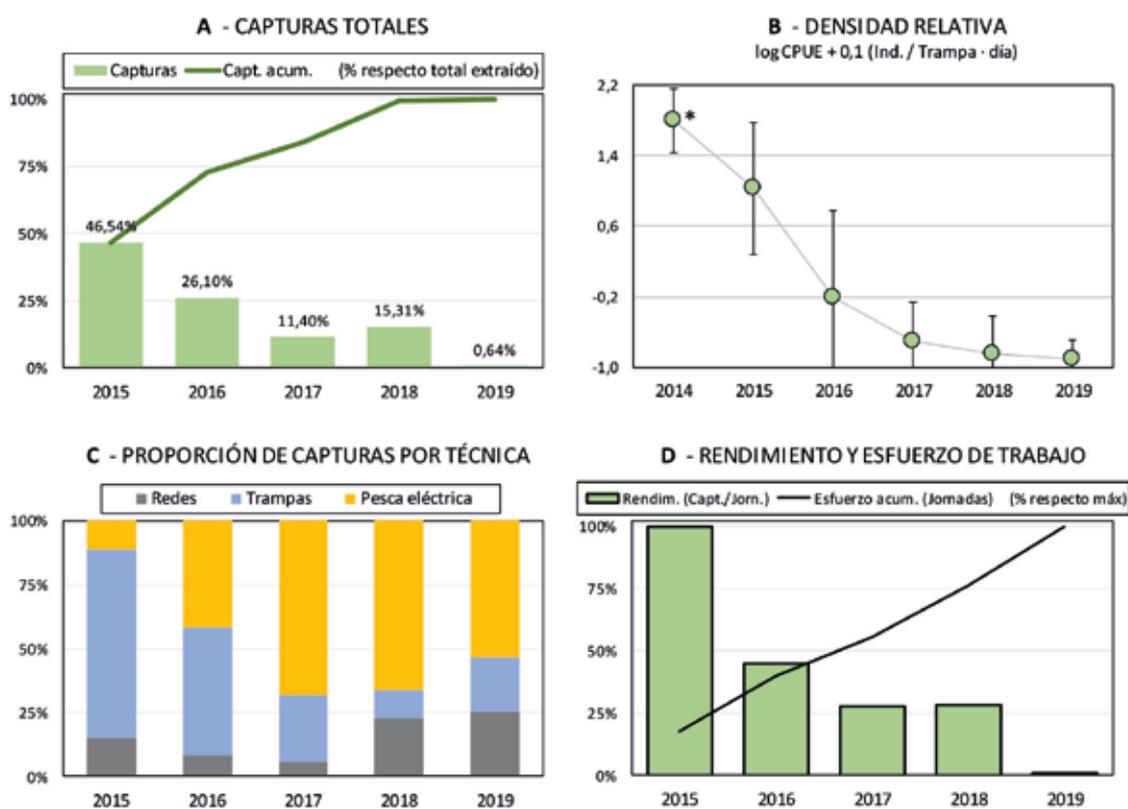
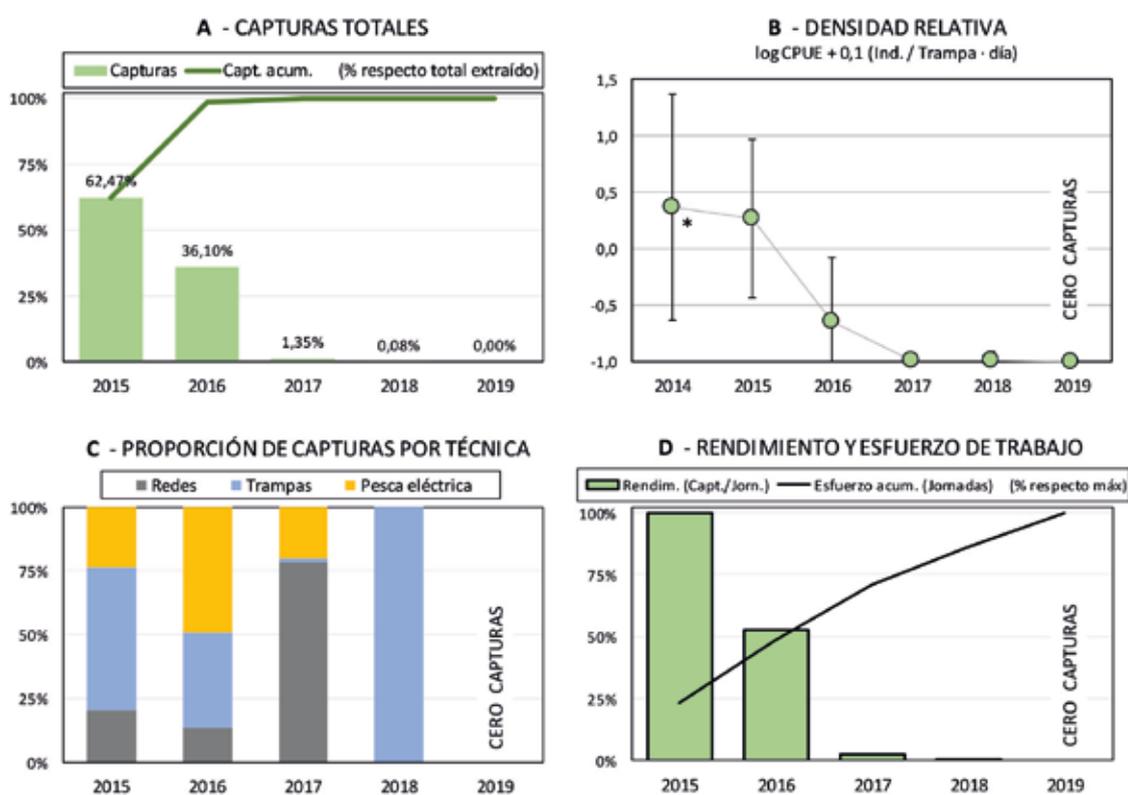
Las diversas técnicas de captura han producido resultados proporcionalmente bastante dispares entre lagos y años, en parte en función de los condicionantes físicos de cada lago, pero también en función de los cambios y las mejoras que se han ido introduciendo gradualmente en las artes o los aparatos de pesca y en la forma de utilizarlos, sobre todo por lo que respecta a la pesca eléctrica y las redes. En todo caso, en todos los lagos las tres técnicas de captura principales (redes, trampas y pesca eléctrica), de forma combinada, han tenido un papel clave a lo largo del proceso de erradicación o control intensivo de esta especie.

EJEMPLARES CAPTURADOS (Ind.), POR AÑO Y MASA DE AGUA					
Especie **: Año	PPH Dellui Nord	PPH Dellui Mig	PPH Closell	PPH Naorte	PPH Rovinets
2014	-	-	4.053	-	1.905*
2015	9.954	2.315	6.169	46.009	-
2016	5.582	1.338	152	22.747	3.111
2017	2.439	50	3	8.557	664
2018	3.275	3	1	6.505	119
2019	137	0	0	3.800	27
CAPTURAS TOTALES (Ind.)	21.387	3.706	10.378	87.132	5.826
CAPTURAS TOTALES (Ind./ha)	61.106	3.400	13.837	22.114	15.574
BIOMASA TOTAL (kg)	53,99	18,80	35,43	212,13	21,28
BIOMASA TOTAL (kg/ha)	154,26	17,24	47,24	53,84	57,50

▲ **Tabla 4.** Síntesis de las capturas de piscardo (*Phoxinus* sp.) en los lagos de actuación. *Capturas hechas durante un muestreo inicial; ** Véanse los códigos de la tabla 1.

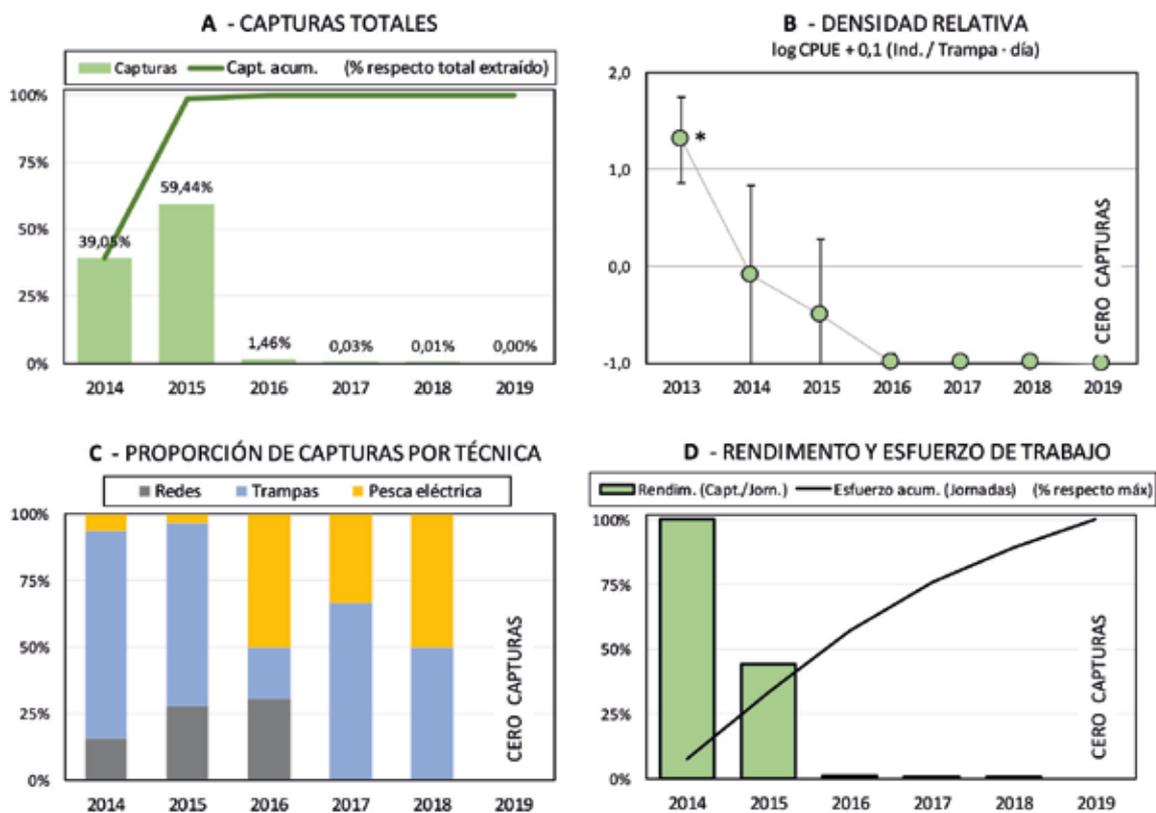


Piscardo (*Phoxinus* sp.)

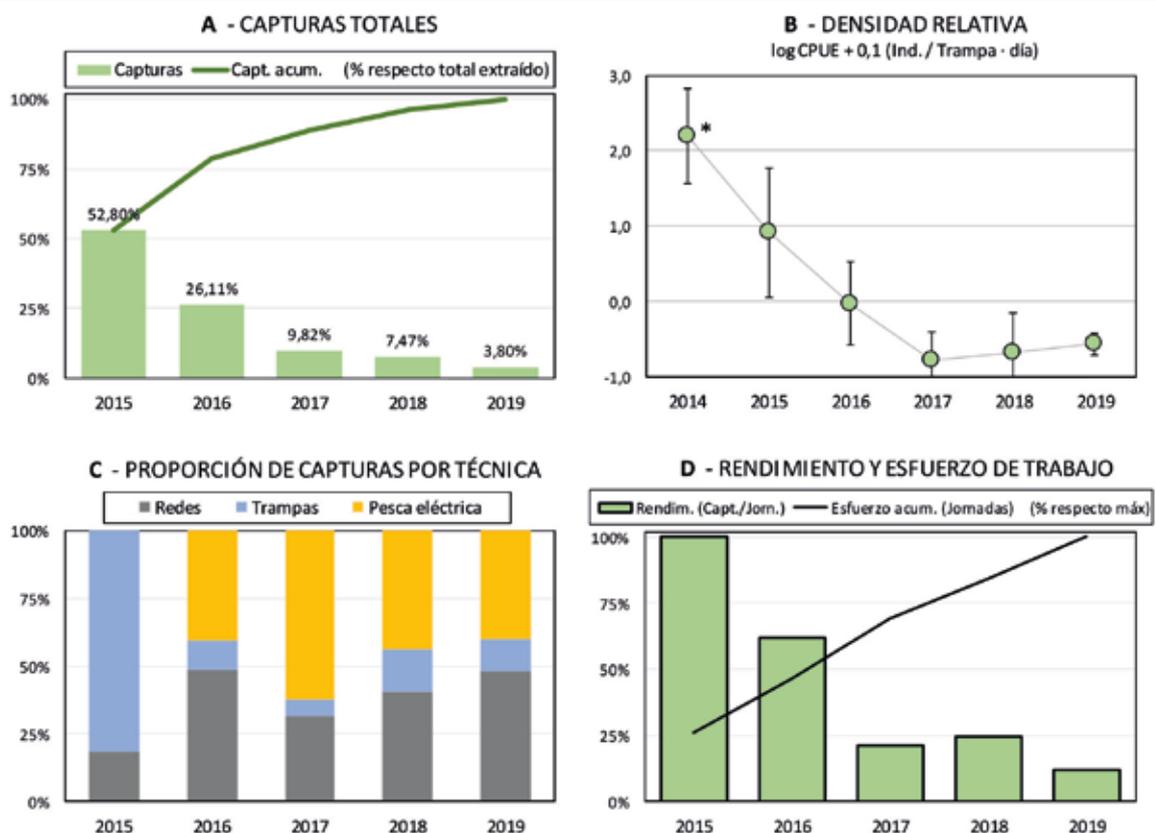
LAGO DELLUI NORD - Piscardo (*Phoxinus sp*)LAGO DELLUI MIG - Piscardo (*Phoxinus sp*)

▲ **Figura 5-A.** Resultados de las campañas de control y erradicación de piscardo (*Phoxinus sp*) en los lagos. * Muestréos previos al inicio de las campañas. Las barras representan el error estándar.

LAGO DE CLOSELL - Piscardo (*Phoxinus sp*)

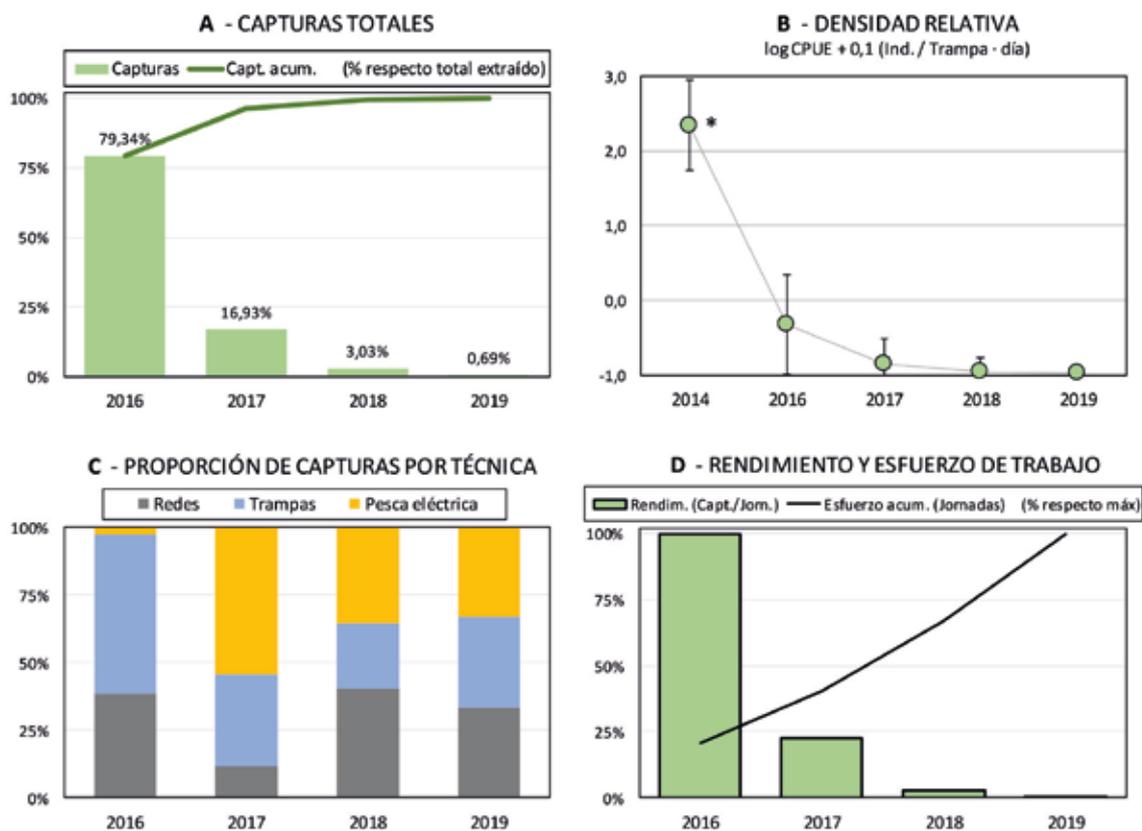


LAGO DE NAORTE - Piscardo (*Phoxinus sp*)



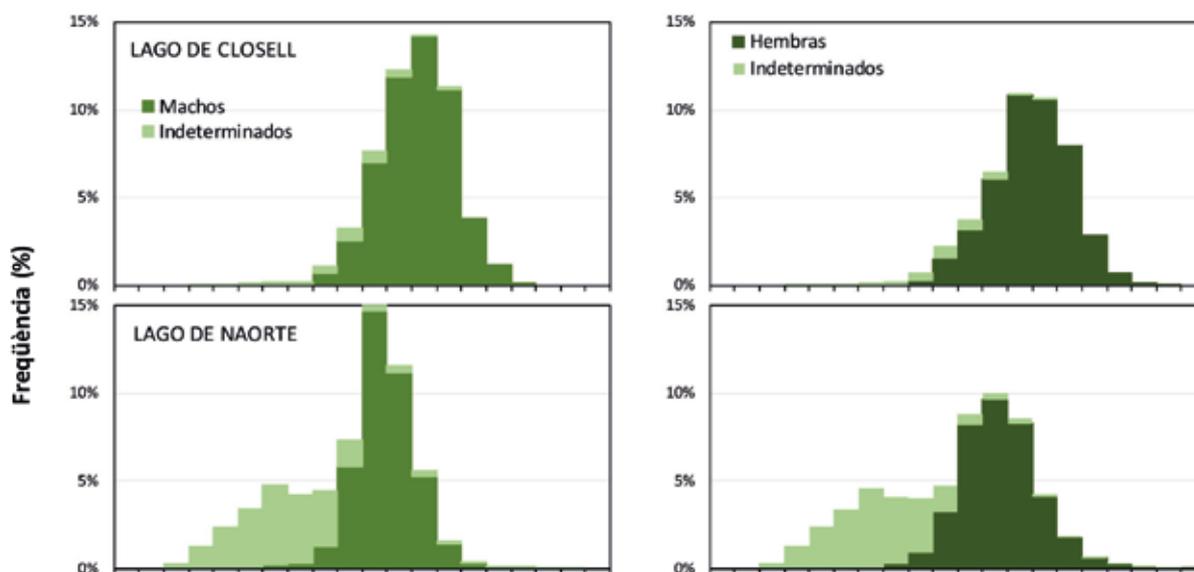
▲ **Figura 5-B.** Resultados de las campañas de control y erradicación de piscardo (*Phoxinus sp.*) en los lagos. * Muestréos previos al inicio de las campañas. Las barras representan el error estándar.

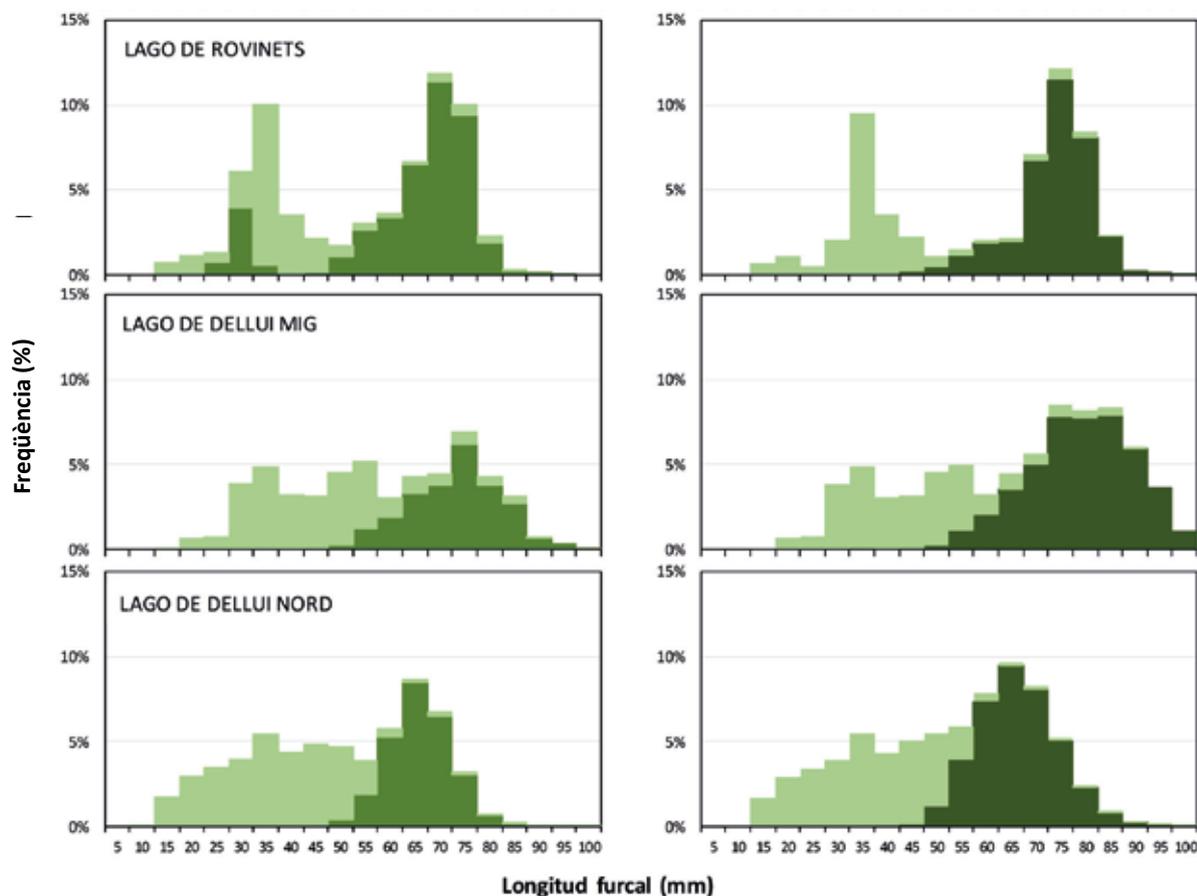
LAGO DE ROVINETS - Piscardo (*Phoxinus sp*)



▲ **Figura 5-C.** Resultados de las campañas de control y erradicación de piscardo (*Phoxinus sp.*) en los lagos. * Muestréos previos al inicio de las campañas. Las barras representan el error estándar.

▼ **Figura 6.** Estructuras de tallas iniciales de las poblaciones de piscardo eliminadas de los lagos de actuación.





Salmónidos

En la tabla 5 y en las figuras 7, 8 y 9 se recogen los principales resultados de las actuaciones de eliminación de salmónidos en los lagos de actuación. El número total de ejemplares extraídos, que se puede considerar equivalente o muy cercano a la población inicial antes de empezar las actuaciones de extracción de peces, diverge en función de la especie y las características del lago. La trucha de arroyo presenta la densidad y la biomasa máximas observadas en los cinco lagos de actuación con poblaciones de salmónidos. La trucha arcoíris y la trucha común presentan una densidad y una biomasa claramente menores. En el caso de la trucha común, en uno de los lagos (Dellui Nord) su densidad era ya inicialmente muy baja. De hecho, todo apunta que los escasos ejemplares capturados en este lago habían llegado desde el lago de Dellui Mig, interconectados ambos por un arroyo intermitente.

Las estructuras de tallas iniciales observadas para las poblaciones eliminadas muestran una diversidad notable (figura 10). Ahora bien, en la mayoría se observa una clara dominancia de las tallas medianas y grandes, es decir, de los ejemplares de más edad, sobre las tallas pequeñas correspondientes a los jóvenes, lo que indica la existencia de un reclutamiento escaso y probablemente irregular de un año a otro, añadido a una probable presión de depredación de los adultos sobre alevines y jóvenes. El caso más extremo de esta situación es el de la trucha arcoíris en el lago de Cabana. En cambio, en el caso del lago de Cap

de Port, este patrón de estructura poblacional no se da, debido a la existencia de un pequeño arroyo de salida del lago donde se refugiaban los jóvenes, hecho que garantizaba una mayor presencia relativa en el conjunto de la población.

La trucha común se ha erradicado de los lagos de Dellui Nord y Dellui Mig en tan solo dos años. En cambio, en el lago de Cap de Port, con cuatro años de actuación aún no se ha conseguido su completa extirpación, a pesar de que el ritmo de disminución de la población original ha sido similar en los tres lagos, con más de un 75 % de reducción durante el primer año de actuación y una reducción constante del rendimiento de pesca, año a año. De hecho, en el caso del lago de Cap de Port, las tendencias observadas indicaban la probable pesca del último ejemplar a finales de 2018 o principios de 2019. Un hecho ha dificultado la finalización de la erradicación en este lago: la probable introducción furtiva de algunos ejemplares durante los últimos años de actuación. En 2019 se ha constatado que al menos uno de los últimos ejemplares adultos capturados había sido pescado mediante pesca deportiva, práctica ilegal dentro del parque nacional.

La población de trucha arcoíris del lago de Cabana también se ha conseguido eliminar completamente en solo dos años, con una rápida disminución de su densidad ya en el primer año de trabajos. En el caso de la trucha de arroyo del lago de Subenuix, a pesar de la alta densidad de partida, se ha extirpado la población con una tendencia

aún más acusada que en el resto de las poblaciones de salmónidos tratadas. Aunque finalmente la erradicación definitiva de la trucha de arroyo se ha conseguido en tres años, hay que apuntar que durante el tercer año tan solo se extrajeron dos únicos ejemplares que se habían refugiado en un pequeño segmento de un arroyo de entrada.

Tal como era de prever, el uso de redes ha sido la técnica de captura principal que ha originado todas o la mayor parte de capturas de salmónidos, dependiendo

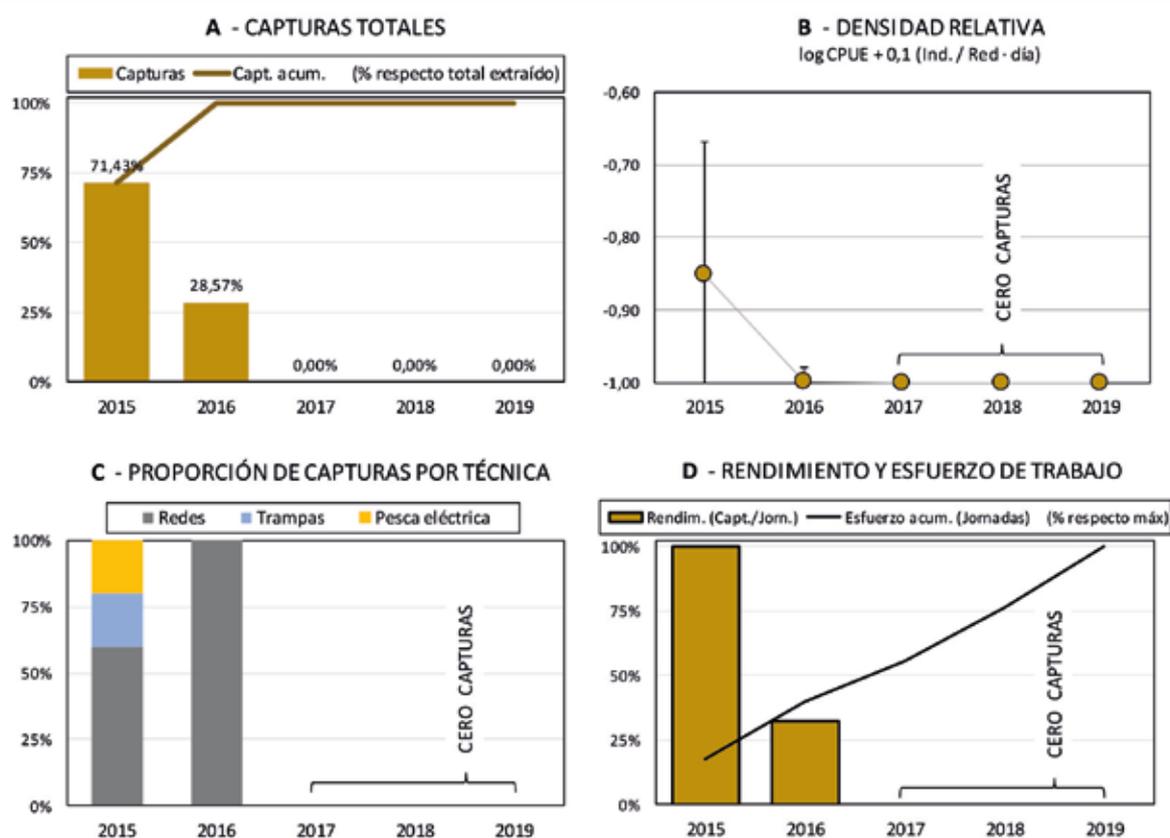
del lago. De todas formas, la pesca eléctrica ha resultado clave para la captura complementaria de salmónidos en algunos hábitats secundarios donde las redes no son útiles, sobre todo en pequeños sectores del litoral donde en algunos casos se concentran jóvenes, y también en arroyos de entrada o de salida. Las trampas tan solo han tenido un papel durante la fase inicial de eliminación de la población de trucha de arroyo y en la eliminación de la trucha común de los arroyos.

EJEMPLARES CAPTURADOS (Ind.), POR AÑO, MASA DE AGUA Y ESPECIE*

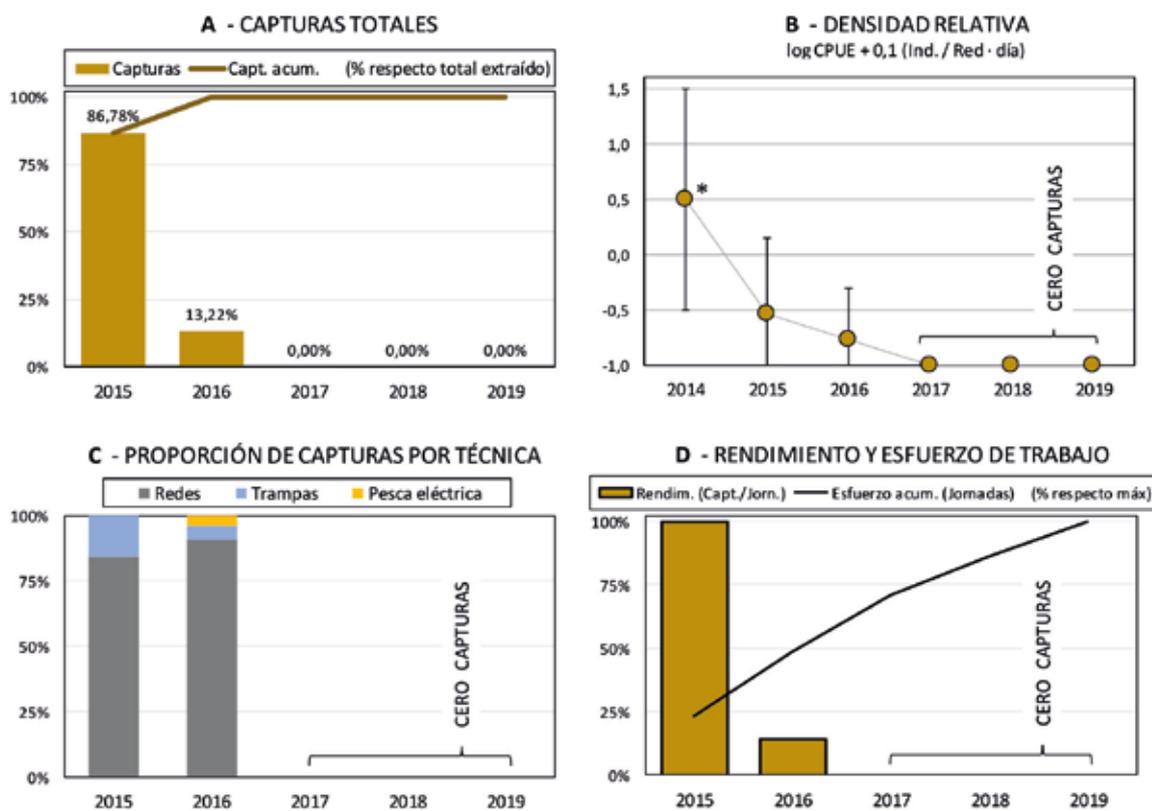
Especie*:	STR	STR	STR	SFL	OMY
Año	Dellui Nord	Dellui Mig	Cap del Port	Subenuix	Cabana
2015	5	348	-	-	-
2016	2	53	1.416	4.720	-
2017	0	0	192	275	501
2018	0	0	57	2	64
2019	0	0	4	0	0
CAPTURAS TOTALES (Ind.)	7	401	1.669	4.997	565
CAPTURAS TOTALES (Ind./ha)	20	368	227	1.893	242
BIOMASA TOTAL (kg)	3,44	55,53	189,19	184,85	109,96
BIOMASA TOTAL (kg/ha)	9,82	50,95	25,74	70,02	47,19

▲ **Tabla 5.** Síntesis de las capturas de especies de salmónidos en los lagos de actuación. * Véanse los códigos de la tabla 1.

LAGO DELLUI NORD - Trucha (*Salmo trutta*)

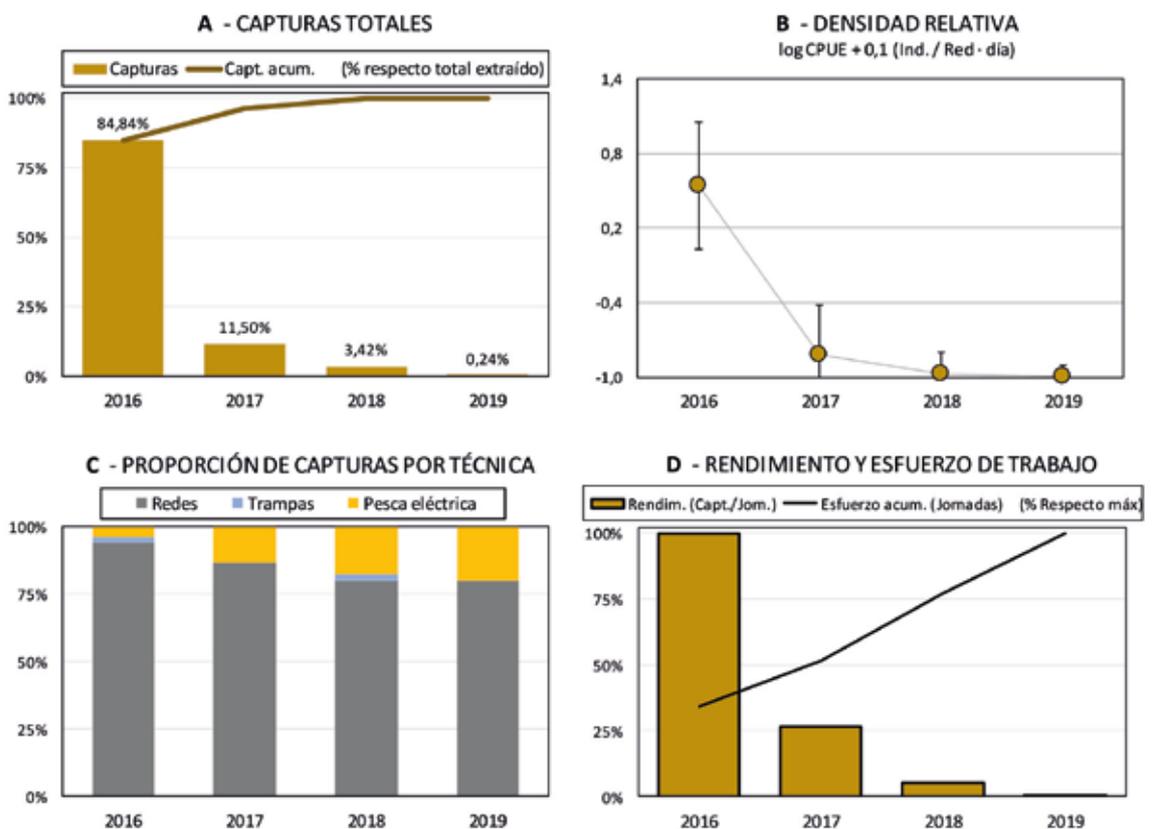


LAGO DELLUI MIG - Trucha (*Salmo trutta*)



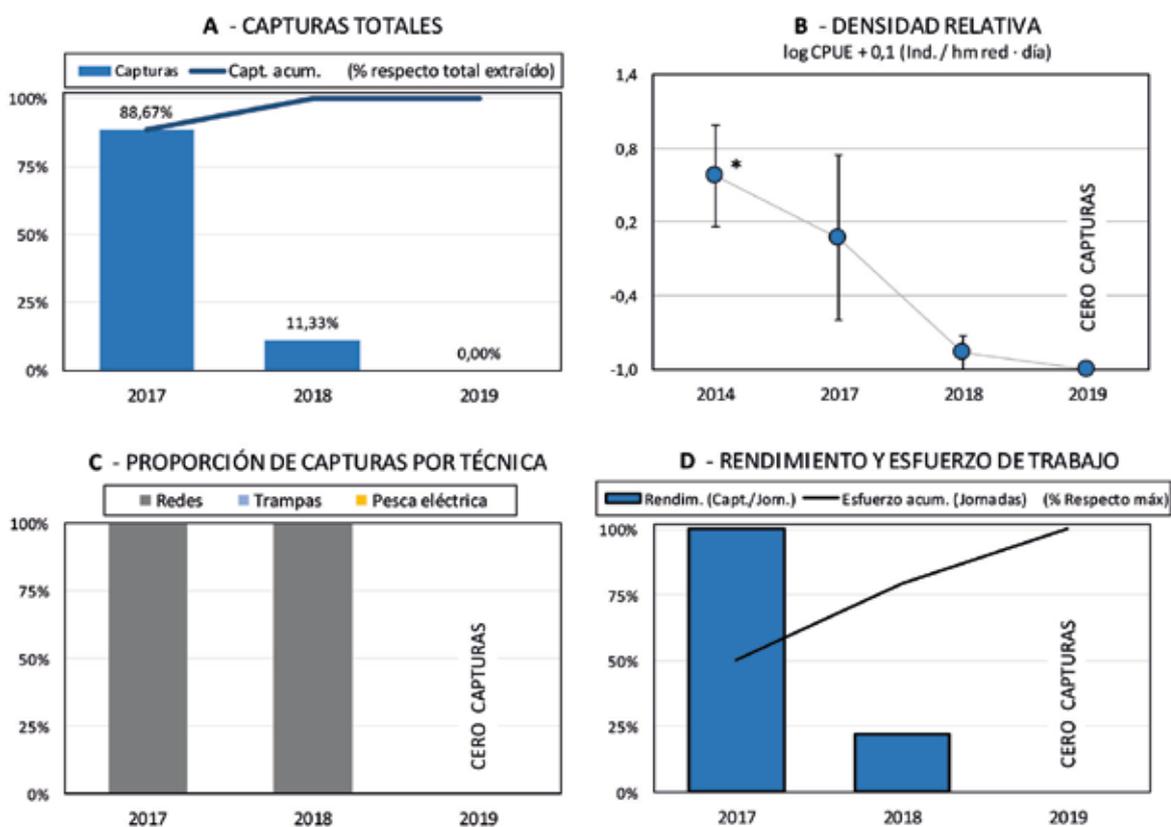
▲ **Figura 7-A.** Resultados de las campañas de control y erradicación de trucha común (*Salmo trutta*) en los lagos de actuación. * Muestreos previos al inicio de las campañas. Las barras representan el error estándar.

LAGO DE CAP DE PORT - Trucha (*Salmo trutta*)



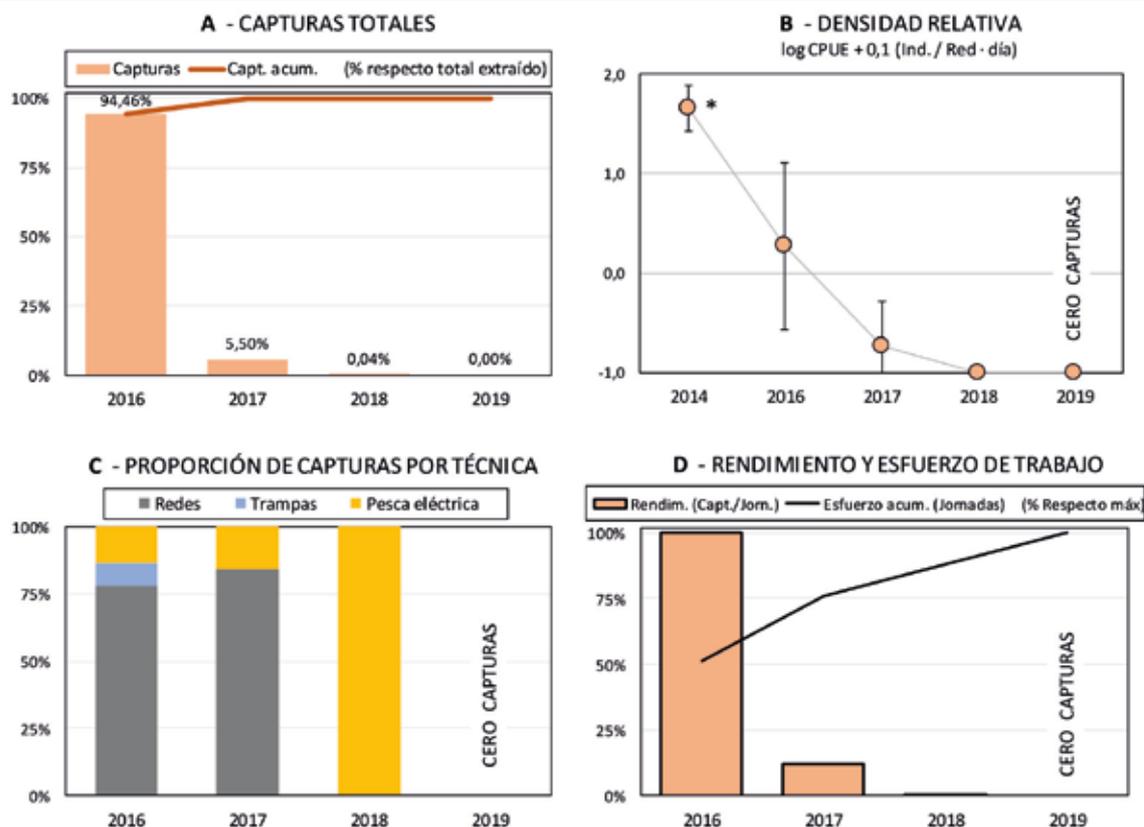
▲ **Figura 7-B.** Resultados de las campañas de control y erradicación de trucha común (*Salmo trutta*) en los lagos de actuación. * Muestreos previos al inicio de las campañas. Las barras representan el error estándar.

LAGO DE CABANA - Trucha arcoiris (*Oncorhynchus mykiss*)

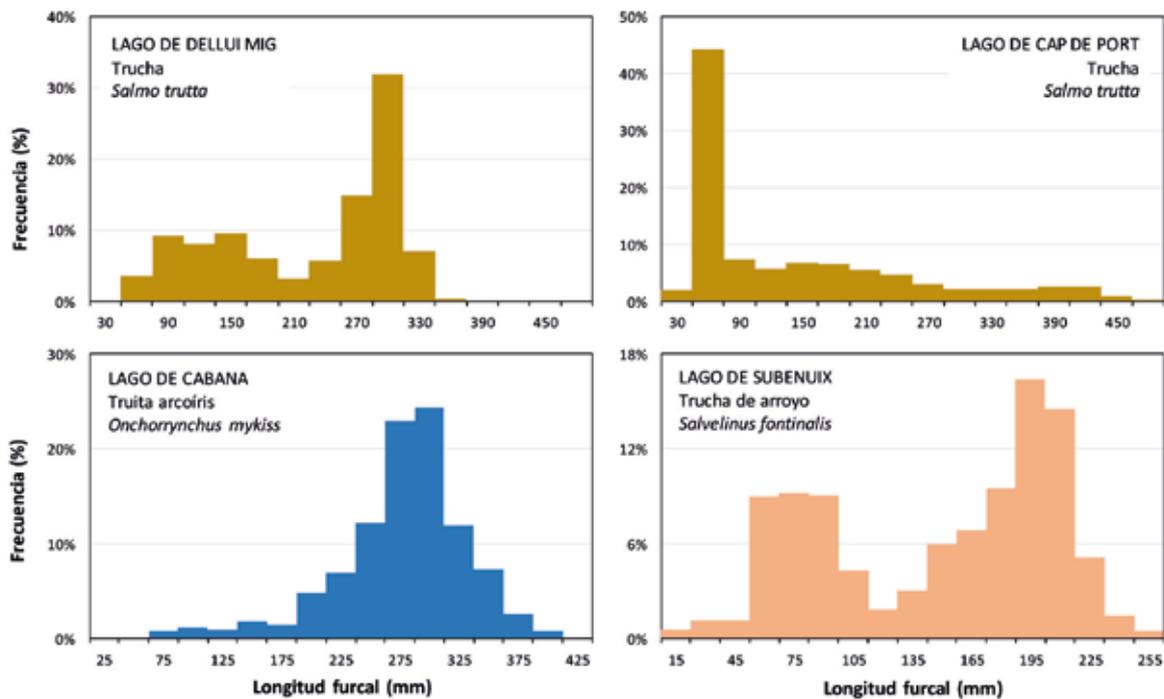


▲ **Figura 8.** Resultados de las campañas de control y erradicación de trucha arcoiris (*Oncorhynchus mykiss*) en los lagos de actuación. * Muestras previos al inicio de las campañas. Las barras representan el error estándar.

LAGO DE SUBENUIX - Trucha de arroyo (*Salvelinus fontinalis*)



▲ **Figura 9.** Resultados de las campañas de control y erradicación de trucha de arroyo (*Salvelinus fontinalis*) en los lagos de actuación. * Muestras previos al inicio de las campañas. Las barras representan el error estándar.

LAGO DE SUBENUIX - Trucha de arroyo (*Salvelinus fontinalis*)

▲ **Figura 10.** Estructuras de tallas iniciales de las poblaciones de salmónidos eliminadas en los lagos de actuación.

DISCUSIÓN

Los resultados alcanzados en el marco de las acciones de restauración ecológica de los lagos pirenaicos del LLP mediante la eliminación de poblaciones de peces introducidos demuestran, en primer lugar, que la erradicación de núcleos de salmónidos es efectivamente factible mediante metodologías ya establecidas por trabajos anteriores en ambientes similares (Knapp y Matthews, 1998; Tiberti *et al.*, 2018) y, en segundo lugar, que el reto de la erradicación de núcleos de pequeños ciprínidos como el piscardo también es factible, a pesar de la ausencia de precedentes similares. Además, también permiten poner de relieve los principales condicionantes para la planificación y ejecución de este tipo de operaciones.

De entrada, el primer condicionante lo constituyen las características biológicas y ecológicas de las especies de peces que hay que eliminar. A pesar de que las poblaciones de peces de los lagos de alta montaña de los Pirineos han sido muy poco estudiadas, a lo largo del proyecto LLP se han generado resultados y observaciones que indican una serie de características comunes para todas las especies: alta estabilidad poblacional, alta longevidad y baja mortalidad en comparación con otras poblaciones estudiadas y situadas en sistemas de menor altitud (Cárceles, 2014; Busquets, 2015; Fernández, 2015; Fernández, 2016; Lapedra, 2016; Calderón, 2017; Dalmau, 2017; Llenas, 2018; Rodríguez, 2018; Campistol, 2019; Monclús, 2019; Ramada, 2019). En cambio, todo indica que el reclutamiento, el crecimiento y la productividad son muy variables, no solo entre especies

sino también entre lagos, probablemente en función de una combinación compleja de diversos factores aun no analizados. Así, parece que especies como el piscardo y la trucha de arroyo presentan reclutamientos regulares, a menudo altos, y alcanzan generalmente densidades y biomásas altas en los lagos que ocupan. En cambio, la trucha común y la trucha arcoíris tienden a presentar problemas de reclutamiento y, en general, mantienen poblaciones de baja densidad.

La edad de maduración sexual de los peces de los lagos es un aspecto clave para planificar su erradicación. Aun siendo muy variable, en el caso de los salmónidos parece situarse siempre per encima de los dos años. Esto da suficiente margen para la eliminación completa de las poblaciones, si desde el principio de las campañas se aplica una intensidad de esfuerzo suficiente para eliminar rápidamente al menos los ejemplares adultos en uno o dos años. Por contra, en el caso del piscardo hemos comprobado que, en la mayor parte de lagos, una parte de los ejemplares ya se pueden reproducir cuando tienen tan solo un año. Este hecho, junto con una eficiencia de captura de estos peces inferior a la de los salmónidos, condiciona en gran medida las campañas, puesto que no permite una rápida erradicación de los núcleos poblacionales. Tan solo cuando se consigue evitar su reproducción desde el primer año es previsible un proceso rápido de extirpación de la población, pero probablemente esto será factible en muy pocos casos. En todo caso, hay que determinar correctamente su fenología reproductiva y, sobre todo, conocer en qué sectores o microhábitats de cada lago tiende a darse preferentemente la freza. Esto permite distribuir mejor los esfuerzos de pesca en el espacio y el

tiempo para minimizar las posibilidades de recuperación de la población de piscardo, aun con continuidad de las campañas de pesca intensiva.

En cambio, la densidad inicial del núcleo de peces que hay que eliminar no parece condicionar los resultados mientras se aplique un esfuerzo con suficiente intensidad y continuidad, siempre con la intervención de brigadas de trabajo especializadas y bien dotadas. La densidad absoluta, es decir, el tamaño poblacional inicial, en parte dependiente del tamaño del lago (dentro del rango de los lagos de actuación; <10 ha), tampoco parece condicionar el éxito de las operaciones.

Sin embargo, otros factores más allá de los directamente relacionados con la biología de la especie íctica condicionan también las operaciones: la morfometría general del lago, el perfil batimétrico, la estructura de las orillas y el fondo del lago, la presencia de vegetación sumergida, la presencia de arroyos o torrentes conectados a los lagos o, también, la meteorología e hidrología de cada temporada de trabajo. De hecho, algunos de estos condicionantes acaban explicando buena parte de la variabilidad de los resultados conseguidos entre lagos. Así, por ejemplo, los núcleos de piscardo situados en dos pequeños lagos de superficie menor a media hectárea, Rovinets y Dellui Nord, han resultado ser donde los trabajos han sido más complejos y, en definitiva, más largos, respecto a lo previsible, debido sobre todo a la orografía de sus orillas, en parte inaccesibles, y a un perfil abrupto del fondo del lago.

En cuanto a las técnicas de captura, durante el LLP se han mejorado gradualmente tanto los materiales y los equipos utilizados como, sobre todo, la forma de utilizarlos, por lo que se ha conseguido una mayor efectividad que probablemente ha acelerado las operaciones. De hecho, creemos que los plazos de logro de eventuales nuevos objetivos ambiciosos de erradicación de peces en los lagos mediante campañas de pesca intensivas pueden reducirse considerablemente a partir del conocimiento práctico alcanzado, especialmente en el caso de la lucha contra el piscardo. A la vez, este conocimiento práctico permitirá abordar la posibilidad de hacer frente a hitos más importantes, como la erradicación del piscardo en lagos mayores (como en el caso de Naorte) o bien la erradicación de dos o más especies presentes en un mismo lago de dimensiones también importantes.

De todas formas, aún conviene mejorar la efectividad de las técnicas de captura disponibles o desarrollar nuevas técnicas, sobre todo nuevamente para el caso del piscardo. Por ejemplo, probablemente es factible mejorar la eficiencia de la pesca eléctrica en aguas de alta montaña, aún muy baja, aunque sería necesario involucrar a los fabricantes de estos aparatos. También hay recorrido en el diseño de nuevos tipos de trampas efectivas en situaciones en las que hasta ahora no ha sido posible conseguir resultados positivos, como una trampa eficiente en sustratos de profundidades medias y grandes. La introducción de otros métodos, como la aplicación masiva de ictiocidas, también sigue constituyendo un reto pendiente, especialmente para abordar esta problemática (puede que con un menor coste económico) en situaciones de alta complejidad, como son los sistemas interconectados

de diversos lagos, ríos o turberas.

También es crítica la correcta planificación de las campañas. De entrada, un primer aspecto clave es la asignación de un esfuerzo de captura adecuado en forma y cantidad. Además, es imprescindible llevar a cabo un seguimiento técnico de los resultados obtenidos progresivamente para introducir las variaciones necesarias a tiempo, si conviene. Por ejemplo, en este proyecto la intensidad de pesca prevista inicialmente en alguno de los lagos resultó ser insuficiente, concretamente en los lagos de Naorte y de Cap de Port, situación a la que se sumaron otros problemas, como una escasa durabilidad de las redes no prevista inicialmente. Fue necesario responder a estas situaciones con la asignación de más y mejores recursos materiales, sin poder evitar un retraso en el logro de objetivos en estos lagos.

La erradicación de peces introducidos tendría que ser un objetivo operativo prioritario en los lagos pirenaicos que hay que restaurar ecológicamente. Sin embargo, mientras esto no sea factible para cualquier lago, no conviene descartar como alternativa el control demográfico intensivo de los peces, al menos del piscardo. Los resultados del proyecto LLP y, en concreto, la experiencia llevada a cabo en el lago de Naorte, demuestran que se puede conseguir una reducción suficiente de la densidad de esta especie íctica con una buena respuesta del ecosistema (Buchaca *et al.*, 2019). Para mantener estos resultados a medio plazo hay que prever acciones de mantenimiento persistentes, que ahora sabemos cómo ejecutar de forma eficiente en cuanto al coste.

CONCLUSIONES

La erradicación de los peces introducidos en lagos pirenaicos mediante la captura intensiva y continuada es factible, siempre que se haga partiendo de una adecuada asignación y planificación de recursos humanos y materiales.

En el caso de los salmónidos, se puede conseguir su completa eliminación mediante el uso de tan solo redes de tipo agalladera, aunque en ciertas situaciones puede resultar imprescindible la utilización complementaria de pesca eléctrica.

En cambio, en el caso del piscardo, es necesaria una combinación efectiva de al menos tres técnicas: redes, trampas y pesca eléctrica. Además, hay que revisar continuamente el plan de trabajo con el fin de ajustarlo a la respuesta de cada población y lago.

AGRADECIMIENTOS

Los autores deseamos hacer llegar nuestro agradecimiento a todo el personal del Parque Nacional de Aigüestortes i Estany de Sant Maurici, del Parque Natural del Alt Pirineu, del Cuerpo de Agentes Rurales de la Generalitat de Catalunya y, en general, del Departamento de Territorio y Sostenibilidad de la Generalitat de Catalunya, que han

participado directa o indirectamente en las actuaciones de eliminación de peces en los lagos de los Pirineos en el marco del LLP. Muy especialmente, queremos agradecer al personal de Forestal Catalana, SA, que ha formado parte en algún momento de las brigadas de pesca, así como a sus superiores, su dedicación constante e implicación en los objetivos del LLP. También queremos agradecer el soporte de los compañeros de trabajo y de otros colaboradores que nos han ayudado en las labores de campo. Entre estos, tenemos que hacer especial mención a los muchos estudiantes y jóvenes que, en el marco de diversos programas de prácticas de empresa, han realizado estancias en los Pirineos para colaborar con las tareas sobre el terreno: R. Berché, M. Hernández, A. Brustenga, I. Fernández, S. García, A. Elguea, L. Barbero, A. Gouveia, F. Ribero, E. Cirer, J. Deviliers, E. McGahan, P. Olives, N. Thibault, M. Gas, L. Ramada, R. Puigmartí, A. Pueyo, D. Muñoz, C. Cárceles, V. Rodríguez, I. Aguilera, M. Pacheco, D. Petralli, C. Martínez, S. Sopena, T. Pujol, S. Francés, J. Calderón, L. Busquets, J. Garriga, X. Molero, Y. Rouxel, A. Fernández, A. Gomes, M. Rimbau, L. Márquez, J. Ruiz, M. Gil, V. Rodríguez, Q. Guillory, A. Lapedra, A. Porcar, D. Pavlovic, N. Pérez, B. Dalmau, N. Bagué, A. Santies-teban, D. Campistol, E. Andrés, Ò. Jorba, J. Monclús, I. Carreras, E. Docampo, C. Coll, M. Sunita, S. Quintana, G. Llenas, L. Castellarnau, L. Flores, G. Tarte, F. Canudas.

BIBLIOGRAFÍA

- APARICIO E., ALCARAZ C., CARMONA-CATOT G., GARCÍA-BERTHOU E., POU-ROVIRA Q., R. ROCASPANA R., VARGAS M. J. Y VINYOLES D. (2016). Peixos continentals de Catalunya: Ecologia, conservació i guia d'identificació. Lynx Edicions, Barcelona.
- BIO A., COUTO A., COSTA R., PRESTES A., VIEIRA N., VALENTE A. Y AZEVEDO J. (2008). Effects of fish removal in the Furnas Lake, Azores. *Arquipélago. Life and Marine Sciences* 25: 77-87.
- BOSCH J., BIELBY J., MARTIN-BEYER B., RINCÓN P., CORREA-ARANEDA F. Y BOYERO L. (2019). Eradication of introduced fish allows successful recovery of a stream-dwelling amphibian. *PLoS ONE* 14(4):e0216204. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0216204>
- BRITTON R., DAVIES G. D. Y BRAZIER M. (2009). Eradication of the invasive *Pseudorasbora parva* results in increased growth and production of native fish. *Ecology of Freshwater Fish* 18(1): 8-14.
- BUCHACA T., BALLESTEROS E., CHAPPUIS E., GACIA E., GALLÉS A., MIRÓ A., OSORIO V., POU-ROVIRA Q., PUIG M. À., SABAS I. Y VENTURA M. (2016). Efectes de la presència de diverses espècies de peixos invasors en els estanys d'alta muntanya. En: La investigació al Parc Nacional d'Aigüestortes i estany de Sant Maurici. X Jornades d'Investigació del Parc Nacional d'Aigüestortes i Estany de Sant Maurici, pp. 171-183. Generalitat de Catalunya. Departament de Territori i Sostenibilitat, Espot (Pallars Sobirà), 14, 15 y 16 de octubre de 2015.
- BUCHACA T., SABAS I., OSORIO V., POU-ROVIRA Q., MIRÓ A., PUIG M. À., CRUSET E., FONT B., BALLESTEROS E. Y VENTURA M. (2019). Canvis en els estanys a partir de la reducció de les densitats de peixos en el marc del projecte LIFE LIMNO-PIRINEUS. En: La investigació al Parc Nacional d'Aigüestortes i estany de Sant Maurici. XI Jornades d'Investigació del Parc Nacional d'Aigüestortes i Estany de Sant Maurici. Generalitat de Catalunya. Departament de Territori i Sostenibilitat, Boí (Alta Ribagorça), 17, 18 y 19 de octubre de 2018.
- BUSQUETS L. (2015). Creixement i demografia de les poblacions de l'espècie *Salmo trutta* introduïdes en diversos estanys d'alta muntanya dels Pirineus. Treball de Fi de Grau. Universitat de Girona.
- CALDERÓN J. (2017). Assessing the *Salvelinus fontinalis* (Mitchell, 1815) population state in Subenuix lake (Pyrenees, Catalonia). Treball de Fi de Grau. Universitat Autònoma de Barcelona.
- CAMPISTOL D. (2019). Edat, demografia i creixement de la truita irisada (*Onchorynchus mykiss*) a tres estanys d'alta muntanya dels Pirineus. Treball de Fi de Grau. Universitat de Girona.
- CAMPOS M., POU Q., FEO C., ARAUJO R. Y FONT J. (2013). Col·lecció de fitxes per la gestió d'espècies exòtiques invasores en rius i zones humides. LIFE Projecte Estany. Consorci de l'Estany. Banyoles, Girona.
- CÁRCELES C. (2014). Demografia de dues poblacions lacustres d'alta muntanya de barb roig (*Phoxinus phoxinus*). Treball de Fi de Grau. Universitat de Girona.
- CEN (2005). Water Quality Sampling of Fish with Multi-mesh Gillnets (CEN14757). European Committee for Standardization. Bruselas.
- DALMAU B. (2017). Estudi i comparació del creixement, la supervivència i la condició de l'espècie *Salvelinus fontinalis* en dos estanys d'alta muntanya del Pirineu. Treball de Fi de Grau. Universitat de Girona.
- DALMAU B. (2017). Estudi i comparació del creixement, la supervivència i la condició de l'espècie *Salvelinus fontinalis* en dos estanys d'alta muntanya del Pirineu. Treball de Fi de Grau. Universitat de Girona.
- FERNÁNDEZ A. (2015). Creixement i demografia de l'espècie invasora *Phoxinus* sp. en estanys d'alta muntanya dels Pirineus. Treball de Fi de Grau. Universitat de Girona.
- FERNÁNDEZ I. (2016). Creixement i demografia del barb roig (*Phoxinus phoxinus*) en estanys d'alta muntanya dels Pirineus. Treball de Fi de Grau. Universitat de Girona.
- FINLAYSON B., SCHNICK R., SKAAR D., ANDERSON J., DEMONG L., DUFFIELD D., HORTON W. Y STEINKJER J. (2010). Planning and standard operating procedures for the use of rotenone in fish management—rotenone SOP manual. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland.
- GARCÍA-BERTHOU E., ALCARAZ C., POU-ROVIRA Q., ZAMORA L., COENDERS G. Y FEO C. (2005). Introduction pathways and establishment rates of invasive aquatic species in Europe. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 65: 453-463.
- HILL J. E. Y CICHRA C. E. (2005). Eradication of a reproducing population of convict cichlids, *Cichlasoma nigrofasciatum* (Cichlidae), in North-Central Florida. *Florida Scientist*. Vol. 68, No. 2, pp. 65-74.
- KNAPP R. A. Y MATTHEWS K. R. (1998). Eradication of non-native fish by gill netting from a small mountain lake in California. *Restoration Ecology* 6, 207-213.

- KNAPP R. A. (2005). Effects of nonnative fish and habitat characteristics on lentic herpetofauna in Yosemite National Park, USA. *Biological Conservation* 121, 265-279.
- KNAPP R. A., BOIANO D. M. Y VREDENBURG V. T. (2007). Removal of nonnative fish results in population expansion of a declining amphibian (mountain yellow-legged frog, *Rana muscosa*). *Biological Conservation* 135, 11-20.
- LAPEDRA A. (2016). Estudi de l'edat, el creixement i la demografia de l'espècie *Phoxinus* sp. en tres estanys d'alta muntanya del Pirineu i del riu Brugent. Treball de Fi de Grau. Universitat de Girona.
- LINTERMANS M. (2000). Recolonization by the mountain galaxias *Galaxias olidus* of a montane stream after the eradication of rainbow trout *Oncorhynchus mykiss*. *Marine and Freshwater Research* 51(8): 799-804.
- LLENAS G. (2018). Avaluació i comparació del creixement, la mortalitat i la condició de *Salmo trutta* en estanys d'alta muntanya dels Pirineus. Treball de Fi de Màster. Universitat de Barcelona.
- MONCLÚS J. (2019). Estudi de l'edat, el creixement i la demografia de l'espècie invasora *Phoxinus* sp. en tres estanys dels Pirineus. Treball de Fi de Grau. Universitat de Girona.
- MAXWELL B. J., PIOVIA-SCOTT J., LAWLER S. P. Y POPE K. L. (2011). Indirect effects of introduced trout on Cascade frogs (*Rana cascadae*) via shared aquatic prey. *Freshwater Biology* 56, 828-838.
- MIRÓ A. (2011). Les truites als estanys dels Pirineus: Tradicions, vivències i implicacions per a la conservació. Pagès Editors, Llérida.
- MIRÓ A. Y VENTURA M. (2013). Historical use, fishing management and lake characteristics explain the presence of non-native trout in Pyrenean lakes: Implications for conservation. *Biological Conservation* 167, 17-24.
- MIRÓ A. Y VENTURA M. (2015). Evidence of exotic trout mediated minnow invasion in Pyrenean high mountain lakes. *Biological Invasions* 17, 791-803.
- MIRÓ A., SABÁS I. Y VENTURA M. (2018). Large negative effect of non-native trout and minnows on Pyrenean lake amphibians. *Biological Conservation* 218, 144-153.
- PECHLANER R. (1984). Historical evidence for the introduction of Arctic charr into high-mountain lakes of the Alps by man, 449-557.
- POU, Q., CAMPOS, M. Y FEO C (2013). «Projecte Estany». Una oportunitat per a la recuperació dels peixos autòctons a l'Estany de Banyoles. *Quaderns* 32: 83-92. CECB, Banyoles.
- POU-ROVIRA Q. (2013). Seguiment del poblament de peixos exòtics de l'Estany de Banyoles (2010-2013). Projecte Estany (LIFE08 NAT/E/000078).
- POU-ROVIRA Q. (2015A). Protocol d'eradicació de salmònids en estanys i rierols d'alta muntanya. LIFE LimnoPirineus.
- POU-ROVIRA Q. (2015B). Protocol de control o eradicació de *Phoxinus* sp en estanys d'alta muntanya. LIFE LimnoPirineus.
- POU-ROVIRA Q. (2015C). Optimització de tècniques i mètodes de control del barb roig (*Phoxinus* sp) en estanys d'alta muntanya del PNAP. Informe tècnic per al Parc Natural de l'Alt Pirineu. Generalitat de Catalunya. Departament de Territori i Sostenibilitat, Espot (Pallars Sobirà).
- POU-ROVIRA Q. (2017). Seguiment del control de peixos exòtics a l'Estany de Banyoles (2014-2017). Informe final, LIFE Potamo Fauna (LIFE12 NAT/ES/001091).
- RAMADA L. (2019). Estudi i comparació del creixement, la supervivència i la condició de l'espècie *Salvelinus fontinalis* en tres estanys d'alta muntanya del Pirineu. Treball de Fi de Grau. Universitat de Girona.
- RODRÍGUEZ V. (2018). Estudi i comparació del creixement, la supervivència i la condició de l'espècie *Salmo trutta* a l'estany de Cap de Port de Peguera i el seu riu. Treball de Fi de Grau. Universitat de Girona.
- REISSIG M., TROCHINE C., QUEIMALINOS C., BALSEIRO E. Y MODENUTTI B. (2006). Impact of fish introduction on planktonic food webs in lakes of the Patagonian Plateau. *Biological Conservation* 132, 437-447.
- RYTWINSKI T., TAYLOR J. J., DONALDSON L. A., BRITTON J. A., BROWNE D. R., GRESSWELL R. E., LINTERMANS M., PRIOR K. A., PELLATT M. G., VIS C. Y COOKE S. J. (2018). The effectiveness of non-native fish removal techniques in freshwater ecosystems: a systematic review. *Environ. Rev.* 00: 1-24 (0000).
- SIBIC (Consulta: 01/09/2019). Carta piscícola espanyola. <http://www.cartapiscicola.es>.
- SI-EXOQUA (Consulta: 01/09/2019). Sistema d'Informació de les Espècies Exòtiques dels Ecosistemes Aquàtics de Catalunya. Centre de Recerca Ecològica i Aplicacions Forestals (CREAF) i Agència Catalana de l'Aigua (Generalitat de Catalunya).
- SIMBERLOFF D., MARTIN J. L., GENOVESI P., MARIS V., WARDLE D., ARONSON J., COURCHAMP F., GALIL B., GARCÍA-BERTHOU E., PASCHAL M., PYŠEK P., SOUSA R., TABACCHI E. Y VILÀ M. (2013). Impacts of Biological Invasions: What's What and the Way Forward. *Trends in ecology & evolution*, 28, 58-66.
- TIBERTI R. Y VON HARDENBERG A. (2012). Impact of introduced fish on Common frog (*Rana temporaria*) close to its altitudinal limit in alpine lakes. *Amphibia-Reptilia* 33, 303-307.
- TIBERTI R., BOGLIANI G., BRIGHENTI S., IACOBUZIO R., LIAUTAUD K., ROLLA M., VON HARDENBERG A. Y BASSANO B. (2018). Recovery of high mountain Alpine lakes after the eradication of introduced brook trout *Salvelinus fontinalis* using non-chemical methods. *Biological Invasions*.
- THOMAS S. RAYNER Y ROBERT G. CREESE (2006). A review of rotenone use for the control of non-indigenous fish in Australian fresh waters, and an attempted eradication of the noxious fish, *Phalloceros caudimaculatus*, New Zealand *Journal of Marine and Freshwater Research*, 40:3, 477-486.
- TYUS H. M. Y SAUNDERS J. F. (2000). Nonnative Fish Control and Endangered Fish Recovery: Lessons from the Colorado River. *Fisheries* 25(9): 17-24
- VENTURA M., TIBERTI R., BUCHACA T., BUÑAY D., SABAS I. Y MIRÓ A. (2017). Why should we preserve fishless high-mountain lakes? En: Catalan J., Ninot J., Aniz M. (eds.) *Advances in Global Change Research*, Vol. 62: High Mountain Conservation in a Changing World. Chapter 8. pp. 181-205. Springer International Publishing.
- WITTENBERG R., COCK M. J. W. (EDS.) (2001). *Invasive alien species: a Toolkit of Best Prevention and management Practices*. CAB International, Wallingford, Oxon, UK, XVII - 228.



~ Lago Cabana ~

CAMBIOS EN LOS LAGOS A PARTIR DE LA REDUCCIÓN DE LAS DENSIDADES DE PECES

Teresa BUCHACA (1), Ibor SABÁS (1), Víctor OSORIO (1), Quim POU-ROVIRA (2), Alexandre MIRÓ (1), Maria Àngels PUIG (1), Eloi CRUSET (2), Blanca FONT (2), Enric BALLESTEROS (1), Federica LUCATI (1, 3), Jongmo SUH (1) y Marc VENTURA (1)

1. Grupo de Ecología Integrativa de Aguas Continentales. Centro de Estudios Avanzados de Blanes (CEAB-CSIC). Calle de acceso a la Cala Sant Francesc, 14, 17300 Blanes, Cataluña, España.
2. Sorelló, Estudis al Medi Aquàtic. Parque Científico de la Universitat de Girona, 17003 Girona, Cataluña, España.
3. Centre for Ecology, Evolution and Environmental Changes (cE3c). Facultad de Ciencias. Universidad de Lisboa. Campo Grande, 1749-016 Lisboa, Portugal.

RESUM

En este capítulo presentamos los análisis de la serie temporal de datos de los 5 años de seguimiento del proyecto LIFE+ LimnoPirineus. Los resultados muestran que el grupo que presenta una respuesta más clara a la erradicación de los peces son los macroinvertebrados del litoral, los cuales incrementan la riqueza de taxones a lo largo del tiempo y su composición converge con la de los lagos naturales. El cambio en la biomasa de las algas del perifiton es menos acusado y solo se produce allí donde había habido piscardo, solo o acompañado de alguna especie de salmónido. En el sistema pelágico, solo se observaba un aumento en las abundancias de los crustáceos y una disminución en la biomasa del fitoplancton allí donde había habido piscardo como única especie. Todos estos cambios y los de parámetros físico-químicos (transparencia del agua y nutrientes) no parecían repercutir claramente en la composición del fitoplancton ni en la de las algas del perifiton de los lagos estudiados.

INTRODUCCIÓN

Actualmente, encontramos peces (salmónidos y ciprínidos) en un buen número de lagos de alta montaña de los Pirineos, fruto de un proceso histórico de introducción y aprovechamiento que se remonta a siglos atrás y que se ha visto acelerado en los últimos 60 años. Las especies de salmónidos introducidas en los Pirineos catalanes incluyen la trucha común (*Salmo trutta*), la trucha arcoíris (*Oncorhynchus mykiss*) y la trucha de arroyo (*Salvelinus fontinalis*) (Miró y Ventura, 2013). El piscardo (*Phoxinus* sp.) es un pequeño ciprínido que también se ha introducido en buena parte de los lagos de los Pirineos, pero en este caso su llegada está

relacionada con su utilización como cebo vivo para pescar trucha (Miró y Ventura, 2015).

La introducción de peces en lagos de alta montaña donde antes no los había tiene como resultado toda una serie de efectos que se propagan a través de la red trófica (Carpenter *et al.*, 2001). La depredación directa ejercida por los peces puede afectar el zooplancton de mayor tamaño y producir un efecto indirecto *top-down* que altere la comunidad y la biomasa del zooplancton de menor tamaño y también del fitoplancton (Buchaca *et al.*, 2016; Sarnelle y Knapp, 2005; Schindler *et al.*, 2001). Los macroinvertebrados bentónicos y nectónicos pueden quedar extinguidos localmente después de la introducción de peces, mientras que aquellos que viven semienterrados en el sedimento no se ven afectados o incluso se pueden ver indirectamente favorecidos (Knapp *et al.*, 2001; Tiberti *et al.*, 2014; Tiberti *et al.*, 2018). La introducción de peces es también a menudo un factor de exclusión ecológica para los anfibios (Bradford *et al.*, 1993; Knapp *et al.*, 2016; Tiberti y von Hardenberg, 2012; Vredenburg, 2004). En los Pirineos, el piscardo solo se encuentra allí donde se ha introducido la trucha (Miró y Ventura, 2015). Este pequeño ciprínido tiene un efecto muy negativo sobre las poblaciones de anfibios, ya que estos no son capaces de recolonizar los lagos donde el piscardo ha conseguido desplazar a la trucha (Miró *et al.*, 2018). Además de todos estos efectos que se producen dentro del medio acuático, los peces introducidos pueden alterar también el flujo de recursos, en forma de insectos emergentes y anfibios, que ofrece el sistema acuático al medio (Pope *et al.*, 2009; Tiberti *et al.*, 2016) y afectar de manera indirecta a predadores terrestres, como aves, reptiles, anfibios o murciélagos (p. ej. Epanchin *et al.*, 2010). La resistencia y la resiliencia de la fauna lacustre a la introducción de peces en lagos de alta montaña donde antes no los había habido ha sido estudiada por distintos autores (Epanchin *et al.*, 2010; Knapp *et al.*, 2001; Pope *et al.*, 2009; Tiberti *et al.*, 2018). Sin embargo, todos estos estudios se han centrado en el impacto de la presencia de salmónidos. En cambio, no tenemos constancia de estudios similares que evalúen el impacto de la presencia de ciprínidos en lagos de alta montaña.

Una de las principales acciones de conservación que se está realizando en el marco del proyecto LIFE+ LimnoPirineus es la pesca intensiva en 8 lagos que llamamos objetivo, 5 de ellos situados en el Parque Nacional de Aigüestortes i Estany de Sant Maurici y otros 3, en el Parque Natural del Alt Pirineu, con la finalidad de erradicar las poblaciones de peces o reducir drásticamente su densidad. Con este tipo de acciones se persigue revertir el efecto que han tenido las introducciones de peces en el funcionamiento del ecosistema en su conjunto. Las erradicaciones en los lagos del Parque Nacional empezaron en 2 de los lagos del circo de Dellui (2015), que tenían trucha común y piscardo. Seguidamente, se trabajó en Subenuix (2016), donde había trucha de arroyo, en Cap del Port de Peguera (2016), donde había trucha común, y finalmente en la Cabana (2017), donde había trucha arcoíris. En el Parque Natural del Alt Pirineu, los lagos donde se actúa solo presentan piscardo. Se empezó a actuar en el lago Closell en 2013, el verano anterior al inicio del proyecto LIFE+ LimnoPirineus, como prueba piloto de viabilidad. En Naorte, las actuaciones empezaron en 2015 y en Rovinets, en 2016. Desde el inicio del proyecto, se ha realizado un seguimiento limnológico de los lagos objetivo para conocer el estado, la estructura y la calidad del hábitat y constatar el alcance de las actuaciones que se realizan en ellos.

En este trabajo, presentamos los resultados de analizar la serie temporal de datos obtenidos durante los 5 años de seguimiento. Se han recogido datos de nutrientes y de biomasa y composición de fitoplancton y zooplancton, y de macroinvertebrados y algas del perifiton de la zona litoral. Los resultados relacionados con los anfibios se presentan en el siguiente capítulo de ésta memoria técnica.

MATERIAL Y MÉTODOS

Los lagos estudiados se encuentran situados en el Parque Nacional de Aigüestortes i Estany de Sant Maurici y en el Parque Natural del Alt Pirineu. Se seleccionaron 8 lagos llamados objetivo, que son aquellos donde se está actuando en el marco del proyecto LIFE+ LimnoPirineus, y 19 lagos más donde no se actúa y que no tienen peces. Dentro del conjunto de lagos, 19 son lagos sin peces (NATURALES), 2 tienen salmónidos (SALM), 3 tienen piscardo (PPH) y 2 tienen salmónidos y piscardo (SALM + PPH).

Los lagos se muestrearon entre julio y agosto de 2014, 2015, 2016, 2017 y 2018. Los lagos objetivo se muestrearon también en septiembre. Se recogió información para estudiar la composición de organismos del sistema pelágico y litoral, así como variables ambientales para caracterizar el medio físico y químico. La muestra para analizar la química del agua se tomó de la salida de cada lago o desde la barca en el punto central de muestreo cuando el lago no tenía salida. Los análisis se realizaron siguiendo la metodología descrita en Ventura *et al.* (2000). Como medida de la transparencia de la masa de agua, se estimó el coeficiente de extinción de la luz en la columna de agua (K_d ; m^{-1}), a partir de la medida de la profundidad de visión del disco de Secchi. En los lagos donde el disco de

Secchi llegaba al fondo, se utilizó un coeficiente de extinción constante de $0,2 m^{-1}$ (Buchaca, 2009).

Erradicación de peces exóticos

En las tareas de erradicación de peces exóticos se ha recurrido a una combinación de tres técnicas de captura: redes de tipo enmalle sueltas de distinta luz de malla (de 5 a 43 mm), pesca eléctrica en la franja litoral y trampas de tipo nasa de pequeña luz de malla (4 mm). Cada una de estas técnicas presenta una eficiencia variable en función de la especie y la época del año, entre otros factores. Los dos primeros métodos ya se habían probado con anterioridad en lagos de alta montaña de California y los Alpes italianos, y conocíamos su eficacia para la eliminación de núcleos de salmónidos (Knapp y Matthews, 1998; Tiberti *et al.*, 2018). Las trampas cilíndricas de tipo nasa, montadas casi sumergidas y apoyadas sobre el lecho rocoso o fangoso del litoral, habían resultado eficaces para capturar piscardo en una prueba piloto realizada en el lago Closell. La pesca eléctrica, a pesar de su escasa eficiencia en este tipo de ambientes debido a la típica baja conductividad de sus aguas, aparece como la mejor técnica en riachuelos afluentes de los lagos, y también para la captura de piscardo del litoral en ciertos momentos del año.

La revisión y vaciado de las redes y las trampas se han hecho con frecuencia diaria al inicio de las tareas en cada lago y con frecuencia semanal una vez que han ido disminuyendo las capturas. La pesca eléctrica en la franja litoral se ha realizado aproximadamente una vez por semana en cada lago durante el primer verano de actuación, frecuencia que, a partir del segundo año, ha variado en función de los resultados.

La abundancia de peces se ha estimado mediante el uso de índices de abundancia relativa, CPUE (capturas por unidad de esfuerzo) y BPUE (biomasa por unidad de esfuerzo). El esfuerzo se estandariza para cada técnica de captura en función del tiempo de uso, y eventualmente también de unidades relativas a su volumen de exposición: metros de red o piezas instaladas. En consecuencia, las unidades son distintas para cada técnica de captura, lo que provoca que los índices de abundancia relativa derivados de cada técnica no sean comparables entre sí. En cambio, permiten una comparación fácil entre localidades y fechas.

Macroinvertebrados

Los macroinvertebrados del litoral se caracterizaron muestreando la zona litoral de los lagos, a unos 80 cm de profundidad. Las muestras se recogieron utilizando el método de *sweep net sampling*, siguiendo el procedimiento utilizado en otros estudios (Knapp *et al.*, 2001; Tiberti *et al.*, 2018) y comparable al realizado en los Pirineos (de Mendoza *et al.*, 2015): se muestreó la diversidad de hábitats y sustrato de la zona litoral, a unos 80 cm de profundidad, previamente caracterizada *in situ* en todo su perímetro según la dominancia de limo, arena, grava, guijarros y bloques, y el recubrimiento de macrófitos y musgos. En cada localidad, un total de 30 pasadas de 1 metro de largo con la manga de 250 μm de luz se distribuyeron

proporcionalmente a la abundancia de hábitats presentes para obtener una muestra representativa. Adicionalmente, se inspeccionaron 2 rocas sumergidas y se recolectaron los organismos adheridos, que no se podían capturar tan fácilmente mediante el muestreo convencional con la manga. Las muestras recogidas con el *sweep net sampling* se integraron y conservaron en etanol absoluto, hasta una concentración final del 70 %. El muestreo era equivalente entre lagos en términos de esfuerzo y área cubierta. Cada *sweep net sampling* cubría una zona aproximada de 10 m de zona litoral. Antes de separar las muestras en el laboratorio, el material del litoral se tamizó utilizando una malla de 1 mm. Los macroinvertebrados se seleccionaron en el laboratorio y se guardaron en etanol absoluto para observarlos más tarde en un estereomicroscopio. Los individuos recogidos se clasificaron hasta una resolución taxonómica de género, exceptuando el clado *Hydracarina*, la clase *Oligochaeta*, la subfamilia *Ceratopogoninae* y la familia *Chironomidae*. Para este último grupo, la resolución utilizada fue el rango de tribu, con la excepción de las subfamilias *Orthocladinae* y *Prodiamesinae*, que según Wilson y Ruse (Wilson y Ruse, 2005) no tienen aceptadas en la actualidad divisiones en tribus, y la subfamilia *Podominae*. Los individuos se identificaron siguiendo la literatura disponible (Vergon y Bourgeois, 1993).

Macrozooplancton

Los crustáceos planctónicos se recolectaron con una red de tipo Hensen de 0,027 m² y 200 µm de luz de malla. El muestreo se realizó en barca desde la zona más profunda e integró 3 arrastres verticales. Las muestras se conservaron en lugol. La determinación de las especies de crustáceos presentes se hizo separando individuos adultos de cada una de las especies, como mínimo 1 de cada sexo, en la lupa binocular. Posteriormente, se observaron los individuos en estereomicroscopio, diseccionándolos para observar sus características, y se identificaron según diversos autores (Dussart, 1969; Einsle, 1992; Keifer, 1978) para los copépodos, y según Alonso (Alonso, 1996) para los cladóceros. Para obtener la abundancia (*N*), se contó un mínimo de 250 individuos por alícuota o el total de la muestra si el material era escaso. El recuento se realizó en microscopio invertido.

Fitoplancton y perifiton

Las muestras para estudiar el fitoplancton se recogieron en barca desde el punto de más profundidad del lago, a una profundidad de 1,5 la profundidad de visión del disco de Secchi, utilizando un equipo de muestreo de tipo UWITEC. En aquellos lagos en los que el disco de Secchi tocaba fondo, la muestra se tomó entre 1 y 2 m por encima del sedimento. A partir de esta muestra, se filtraba un volumen conocido de agua (entre 1,5 y 2 litros), utilizando una bomba de vacío manual y filtros GF/F (47 mm de diámetro). El filtro se guardaba envuelto en papel de aluminio, dentro de una nevera, hasta llegar al laboratorio, donde se congelaba.

Las muestras para estudiar el perifiton se recogieron

de la parte superior de 4-6 piedras por lago. Las piedras se recogían de distintos puntos de la zona litoral del lago, a una profundidad de entre 0,5 y 1 m. El perifiton se retiraba de las piedras utilizando un cepillo y el material recogido (*ca.* 100 mL) se guardaba en fresco hasta llegar al laboratorio, donde se congelaba. La superficie cepillada se estimaba utilizando una hoja de papel de aluminio, donde se dibujaba la superficie. Después, en el laboratorio, se pesaba y se calculaba su superficie utilizando una función de regresión entre superficie y peso. El material congelado se liofilizó antes de su análisis.

La caracterización de la composición de cianobacterias y algas del plancton y del perifiton se realizó analizando la composición de pigmentos indicadores con métodos cromatográficos.

Los pigmentos se extractaban de la muestra utilizando acetona 90 % y sonicando la muestra durante 2 minutos. El extracto obtenido se filtraba (0,1 µm) y, en el caso de las muestras de plancton, se concentraba unas 17 veces con un TurboVap. Los pigmentos se analizaron siguiendo el método descrito por Buchaca *et al.* (2016). El sistema de UHPLC (Acquity Waters, Milford, MA, USA) estaba equipado con una columna UPLC HSS C18 SB (dimensiones: 2.1 x 100 mm; tamaño de partícula: 1.8 µm) y con PDA (λ: 300-800 nm). El canal de PDA se fijaba a 440 nm para detectar y cuantificar los pigmentos. Después de inyectar la muestra (7.5 µL), los pigmentos se eluían con un gradiente lineal desde 100% de B (51:36:13 metanol:acetonitrilo: MilliQ water, v/v/v 0.3 M ammonium acetate) a 75% B y 25% A (70:30 ethyl acetate: acetonitrilo, v/v) durante 3 min, seguido por 0.45 min en isocrático a 75% B y 2 min de gradiente lineal a 100% de A. Las condiciones iniciales (100% B) se recuperaban de manera lineal en 0.65 min. El flujo era de 0.7 mL min⁻¹. Los pigmentos se identificaban por comparación con una librería de espectros de pigmentos obtenida de extractos de monocultivos de algas de la Culture Collection of Algae and Protozoa (CCAP, Oban, Scotland, UK) y de estándares de pigmentos (DHI Water and Environment, Hørsholm, Denmark). El peso molecular se obtuvo de la literatura (Jeffrey *et al.* 1997). La concentración de pigmento se expresó en nmol L⁻¹ (fitoplancton) o en nmol cm⁻² (perifiton). Del total de pigmentos identificados, se seleccionaron aquellos que presentaban una mayor afinidad taxonómica.

Se utilizó el programa CHEMTAX (Mackey *et al.*, 1996) para estimar la proporción de Chl-a de clorófitos, crisófitos, diatomeas, criptofíceas, dinoflagelados y cianobacterias, siguiendo la metodología descrita por Buchaca (2009).

RESULTADOS

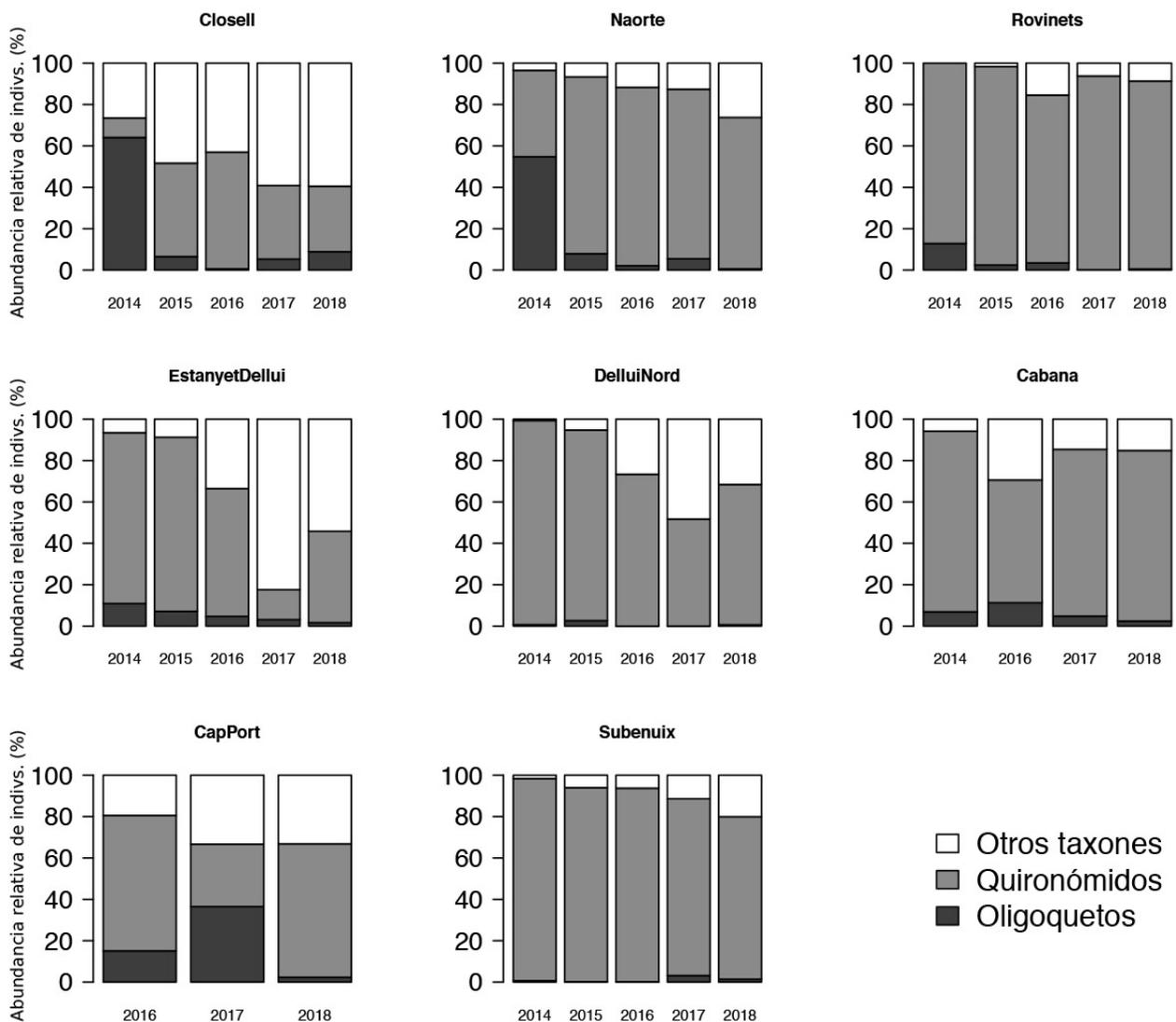
Progreso de las capturas en los lagos objetivo

Las erradicaciones en los lagos del Parque Nacional empezaron en junio del 2015 en 2 de los lagos de Dellui y en 2 tramos de río del mismo sector, que tenían trucha y piscardo. Durante el primer año, se consiguió una reducción del *stock* inicial superior al 90 % en los lagos y de hasta un 40 % en los tramos de río. En 2016 se pescaron

los últimos ejemplares de trucha en los lagos del circo de Dellui, mientras que en los tramos de río se llegó a una reducción del 90 % del stock inicial en 2017. En valores acumulados, en el lago de Dellui del Mig se capturaron un total de 3.739 individuos de *Phoxinus* sp., con una biomasa total de 19 kg, y 431 individuos de *S. trutta*, que representaban una biomasa total de 55,5 kg. En el lago Nord de Dellui, el número de capturas ascendió a 18.322 individuos de *Phoxinus* sp. (53,9 kg de biomasa) y solo 7 individuos de *S. trutta* (3,4 kg de biomasa). En los tramos de río, se capturó un total de 1.295 individuos de *S. trutta* de 22 kg acumulados de biomasa. En junio de 2016, se empezó a pescar en el lago de Subenuix, donde había trucha de arroyo (*Salvelinus fontinalis*). A finales de octubre del mismo año, ya se había capturado cerca de un 90 % de stock inicial. En valores acumulados, en Subenuix se capturaron 4.995 ejemplares de *S. fontinalis*, equivalentes a una biomasa total de 184,8 kg. La mayor parte de las capturas de 2017 fueron individuos de talla pequeña o mediana, lo que sugiere que se eliminaron todos los ejemplares adultos reproductores en esta localidad. En el

lago de Cap del Port de Peguera, donde había trucha, se empezaron a capturar individuos en agosto de 2016, tanto en el mismo lago como en un tramo de río efluente. En el lago, se capturó un total de 1.608 ejemplares de *S. trutta*, con una biomasa total de 182,4 kg, y en los tramos de río se capturaron hasta 652 ejemplares de *S. trutta* (4,8 kg de biomasa).

Finalmente, el último lago objetivo del Parque Nacional donde se empezó a pescar el 2017 fue el de la Cabana, donde había trucha arcoíris. En este lago, se capturaron 521 ejemplares, con una biomasa total de 112,3 kg. Del conjunto de lagos del Parque Nacional, cabe destacar las diferencias en el tamaño poblacional alcanzadas en cada lago según la especie. La trucha de arroyo puede alcanzar densidades entre 10 y 20 veces superiores a las de la trucha común o la trucha arcoíris. En el Parque Natural del Alt Pirineu, todos los lagos donde se ha actuado tienen piscardo y no tienen ninguna especie de salmónido. Se empezó a actuar en el lago Closell en 2013, el verano anterior al inicio del proyecto LIFE+ LimnoPirineus, como prueba piloto de viabilidad. En valores acumulados, en el



▲ **Figura 1.** Evolución en el tiempo de la abundancia relativa de 3 fracciones principales en las muestras de macroinvertebrados: oligoquetos, quironómidos y resto de grupos.

lago Closell se capturaron 16.708 individuos, equivalentes a una biomasa de 46,4 kg. En Naorte, las actuaciones empezaron en 2015 y, hasta el otoño de 2017, se capturó un total de 85.388 individuos, con una biomasa acumulada de 219,3 kg. Finalmente, en Rovinets las actuaciones empezaron en 2016 y, hasta el otoño de 2017, se capturaron 5.680 individuos, con 20,9 kg de biomasa total. Las reducciones poblacionales han sido importantes ya desde la primera intervención. En el primer capítulo de este mismo volumen se halla una descripción completa de los resultados de las capturas.

RESPUESTA DE LOS ORGANISMOS A LAS ACTUACIONES DE ERRADICACIÓN

Macroinvertebrados del litoral

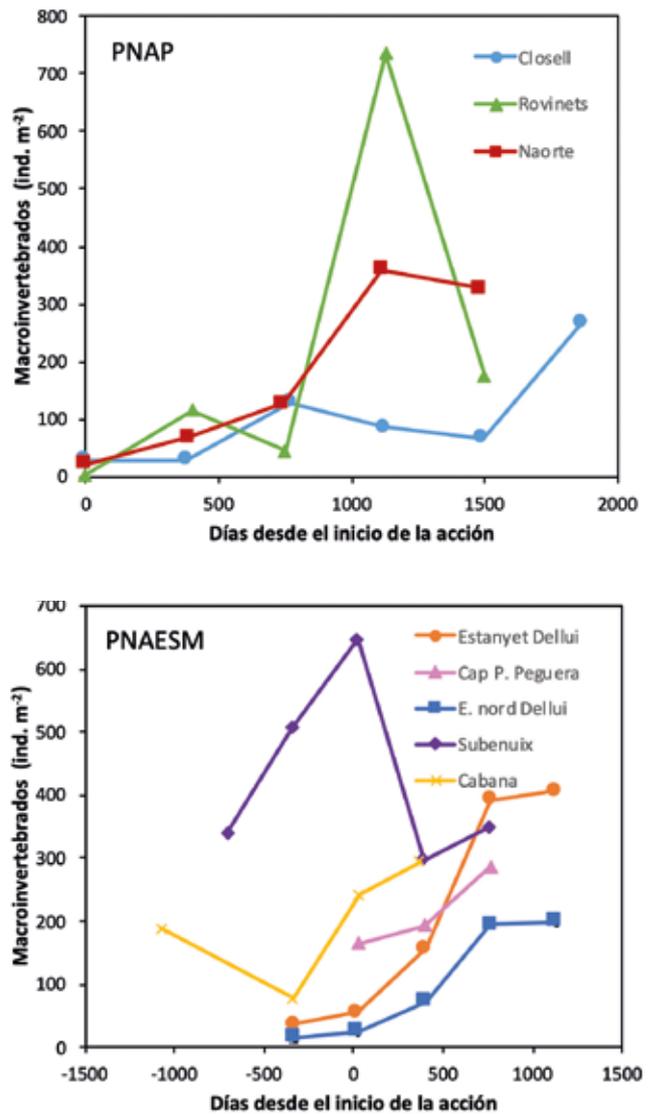
Se ha estudiado la evolución en el tiempo de la abundancia relativa de 3 fracciones principales en las muestras de macroinvertebrados: oligoquetos, quironómidos y resto de grupos (figura 1). Se ha establecido esta agrupación teniendo en cuenta que tanto los oligoquetos como los miembros de la familia *Chironomidae*, en sentido amplio, son organismos generalmente presentes y abundantes en los ambientes acuáticos, alterados o no. Sin embargo, la categoría que incluye al resto de organismos acuáticos engloba grupos de especial interés que tienen una menor abundancia de individuos en las muestras, pero constituyen una mayor riqueza de especies representadas. Además, es esta última categoría de organismos la que incluye la mayor parte de grupos considerados vulnerables al impacto de los peces introducidos por ser presas potenciales.

En términos generales, se observa un incremento de la importancia de la fracción que incluye los organismos no oligoquetos ni quironómidos a lo largo del tiempo (figura 1). En el momento en que la densidad de peces se reduce suficientemente en los lagos donde se está pescando, la abundancia relativa de esta fracción aumenta. Este cambio es especialmente perceptible en los lagos donde hay piscardo, un depredador con un mayor impacto sobre la comunidad.

La fracción que incluye los oligoquetos tiende a reducir su importancia a lo largo del tiempo, si bien el patrón de evolución de esta fracción respecto a la de quironómidos es más errático y no está influenciado tan directamente por la depredación por parte de los peces.

La abundancia absoluta de individuos aumenta también con el tiempo desde el inicio de las actuaciones (figura 2). Este aumento es, en general, relevante y con tendencia exponencial en aquellos lagos donde había habido densidades elevadas de piscardo al inicio de la serie temporal. Algunos lagos presentan un cambio más acusado que otros en la abundancia absoluta después de varios años desde el inicio de las pescas. Este es el caso de los lagos de Naorte, Dellui del Mig, Nord de Dellui y Rovinets. Sobre la riqueza de grupos taxonómicos, se observa un incremento progresivo de esta a lo largo del tiempo, que claramente todavía no se ha estabilizado para algunos lagos como el de Dellui, Naorte o Rovinets (figura 3).

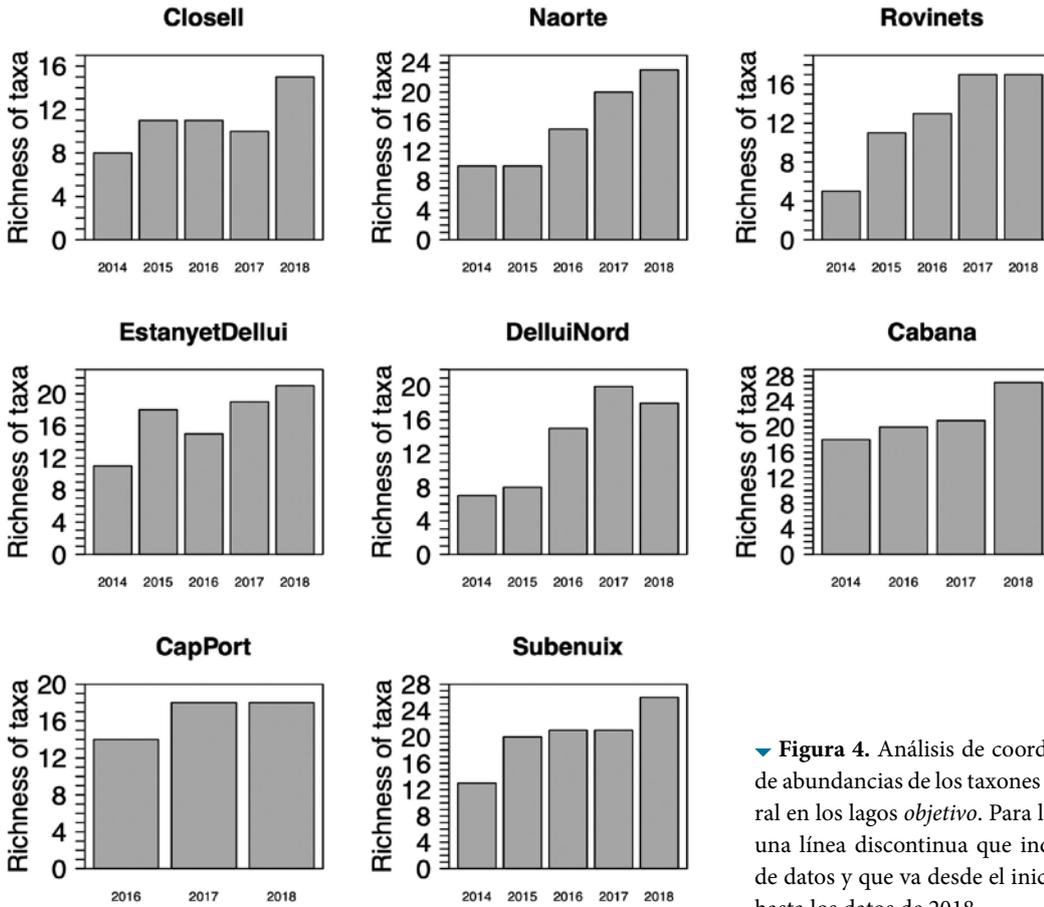
Este aumento del número de taxones es debido principalmente a la captura de nuevos organismos vulnerables



▲ **Figura 2.** Abundancia absoluta de macroinvertebrados (ind. m⁻²) según los días desde el inicio de las actuaciones.

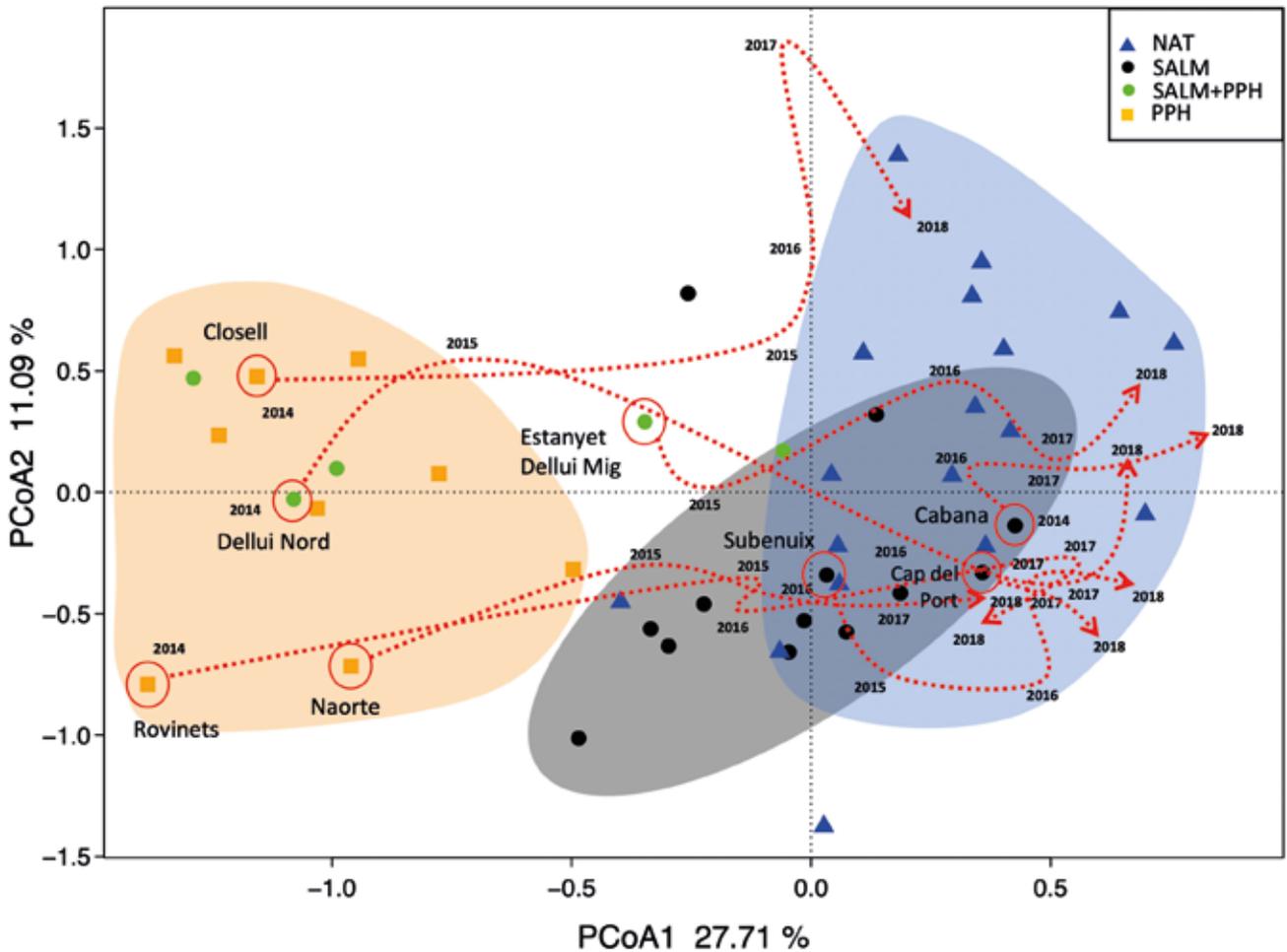
a la presencia de peces introducidos y que han colonizado el sistema o han aumentado su abundancia una vez que ha disminuido la presión de depredación sobre ellos.

El cambio en la composición y estructura del conjunto de la comunidad de macroinvertebrados se ha estudiado con un análisis de coordenadas principales sobre los datos de abundancia de taxones. En el análisis, se han



◀ **Figura 3.** Evolución de la riqueza de grupos taxonómicos a lo largo del tiempo.

▼ **Figura 4.** Análisis de coordenadas principales sobre datos de abundancias de los taxones de macroinvertebrados del litoral en los lagos *objetivo*. Para los lagos *objetivo*, se ha incluido una línea discontinua que indica las trayectorias de la serie de datos y que va desde el inicio de la serie temporal en 2014 hasta los datos de 2018.



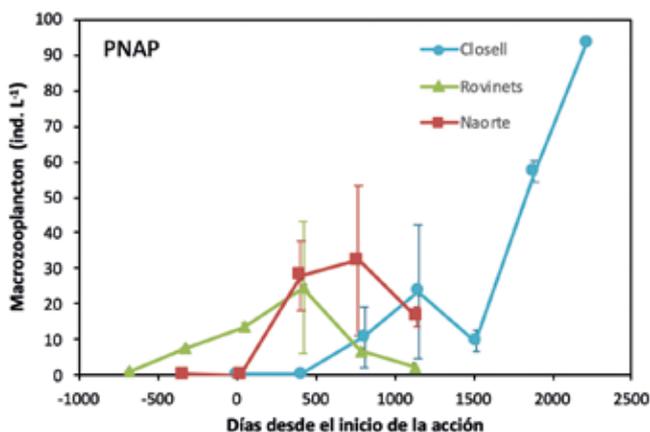
excluido los oligoquetos y algunas subfamilias de quironómidos por ser organismos generalmente presentes y no vulnerables a la presencia de peces (figura 4).

Los lagos donde había piscardo, con o sin presencia adicional de salmónidos, se concentran en la parte de la izquierda del gráfico de la figura 4. Los lagos con salmónidos se distribuyen a lo largo del eje horizontal en la parte inferior del gráfico. Por otro lado, los lagos sin peces se sitúan en el extremo derecho. Para los lagos objetivo, se ha dibujado una línea discontinua que une los puntos de la serie temporal y nos permite visualizar la trayectoria que sigue cada lago objetivo a lo largo del tiempo. Podemos apreciar que los lagos se desplazan progresivamente hacia la derecha del gráfico, lo que indica que, a medida que avanzan las actuaciones de erradicación en estos lagos, más se van pareciendo a los lagos naturales en términos de composición y abundancia de taxones. De nuevo, se observa que el desplazamiento es más relevante para aquellos lagos donde había piscardo, pero también es evidente allí donde había salmónidos.

Macrozooplancton

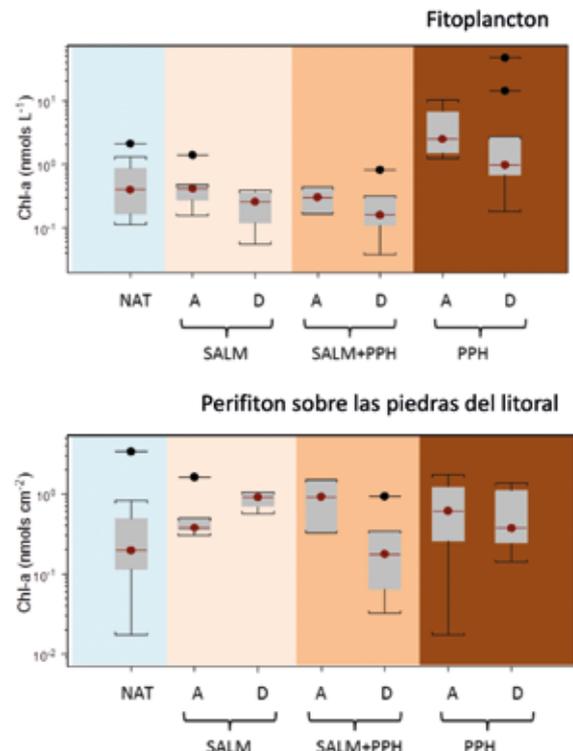
Las poblaciones de crustáceos son muy estacionales y presentan un máximo en la abundancia que se puede producir tanto en verano como en otoño, según el año y/o el lago. Se ha visto que la variabilidad interanual es alta, por lo que hemos representado los datos teniendo en cuenta los valores de la campaña de verano (julio) y la de otoño (septiembre). Los valores representados en la figura 5 se han obtenido calculando el promedio de las 2 fechas y representando su rango de variación.

Después de empezar las actuaciones, las biomásas de crustáceos aumentaban de manera muy clara en los lagos donde el piscardo había estado presente como única especie (Closell, Naorte y Rovinets), aunque lo hacen el segundo año después de haber empezado la actuación. También empezaban a responder las poblaciones de crustáceos de los lagos con salmónidos (Subenuix y Cap del Port de Peguera). En cambio, los valores de abundancia de crustáceos de los lagos donde convivían salmónidos y piscardo (lagos de Dellui) son más erráticos (figura 5).

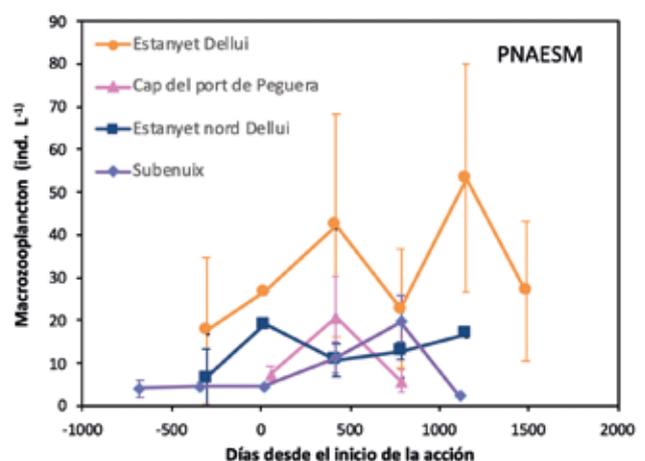


Biomasa y composición del fitoplancton y perifiton

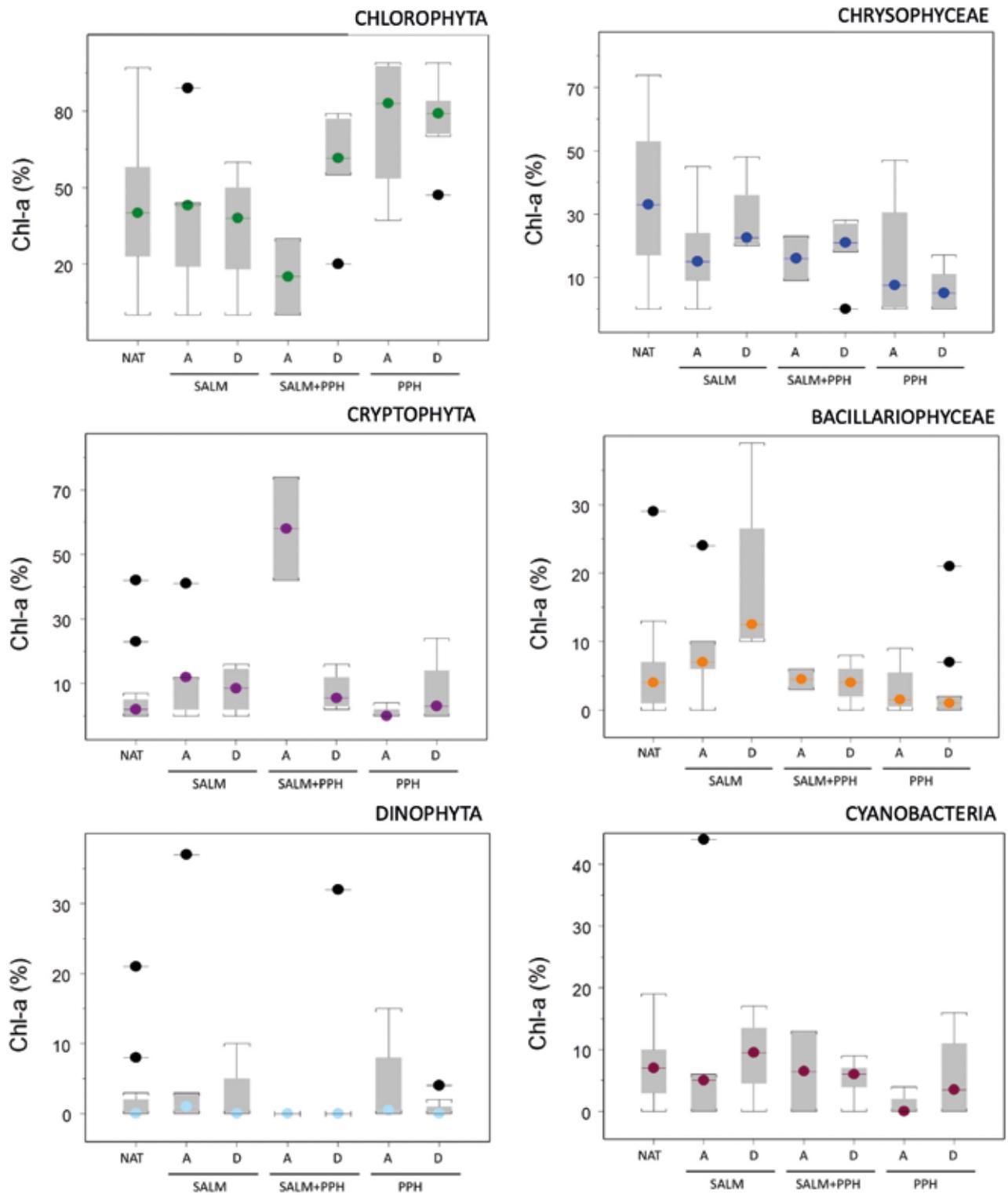
La clorofila *a* (Chl-*a*) de la columna de agua, utilizada para estimar la biomasa fitoplanctónica, muestra una ligera disminución después de empezar las actuaciones (figura 6, gráfico superior).



▲ **Figura 6.** Diagramas de caja que muestran la distribución de frecuencias de la clorofila *a* de la columna de agua (gráfico superior) y del perifiton de las piedras del litoral (gráfico inferior) en los distintos escenarios para los lagos objetivo. NAT: lagos sin peces; SALM: con salmónidos; SALM + PPH: con salmónidos y *Phoxinus* sp.; PPH: con *Phoxinus* sp. Las iniciales A y D indican antes y durante las actuaciones. La línea roja dentro de los diagramas de caja corresponde a la mediana de los datos, los límites de la caja indican el 25.º y 75.º percentil. Las líneas que se extienden desde la caja indican el 90.º y 10.º percentil. Los puntos negros con la línea horizontal indican valores extremos.



▲ **Figura 5.** Abundancia de macrozooplancton (ind. L⁻¹) según los días desde el inicio de las actuaciones. El valor representa el dato promedio y su rango de valores teniendo en cuenta los datos de verano y otoño.



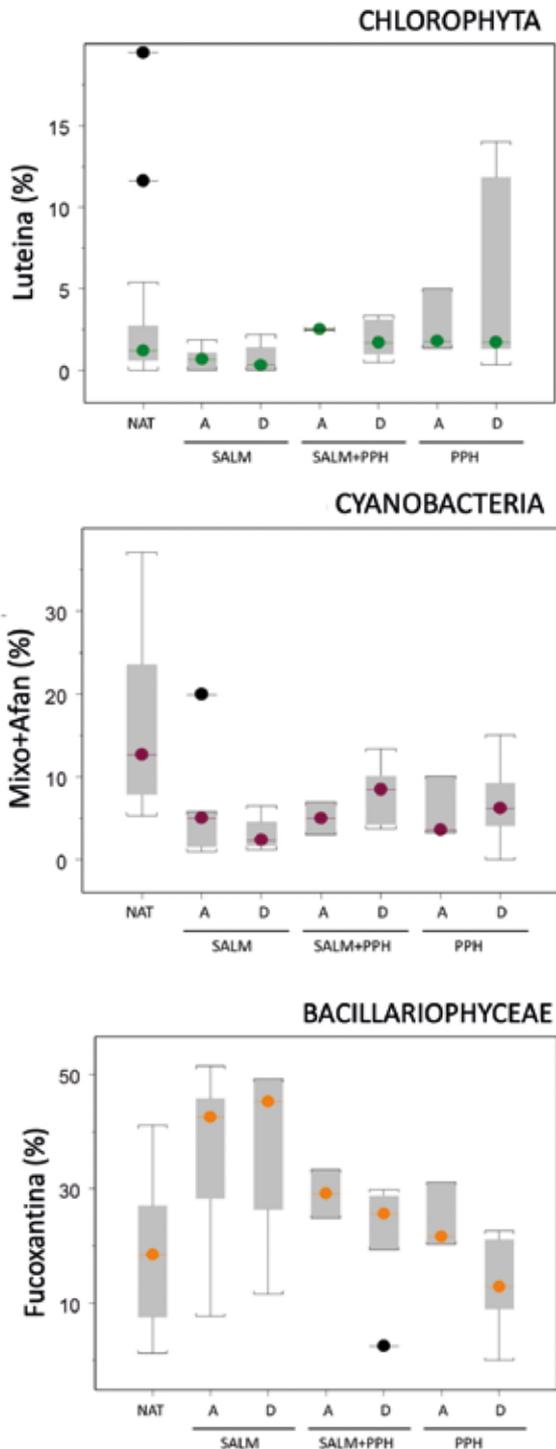
▲ **Figura 7.** Diagramas de caja que muestran la distribución de frecuencias del porcentaje de Chl-a de cada grupo algal y de cianobacterias en el fitoplancton de los lagos objetivo y para los diferentes escenarios. Las abreviaciones son las mismas que las de la figura 6.

La disminución era más acusada en los lagos donde antes de empezar las actuaciones solo había piscardo, aunque se observa que la dispersión de los datos es amplia. Por lo que respecta al perifiton de las piedras, la dispersión de los datos es también amplia, pero la tendencia es la misma que en el caso del fitoplancton en los lagos donde antes de actuar había piscardo solo o acompañado de alguna especie de salmónido (figura 6, gráfico inferior). En cambio, la Chl-a de las piedras llega incluso a aumentar después de las actuaciones en los lagos donde había habido salmónidos.

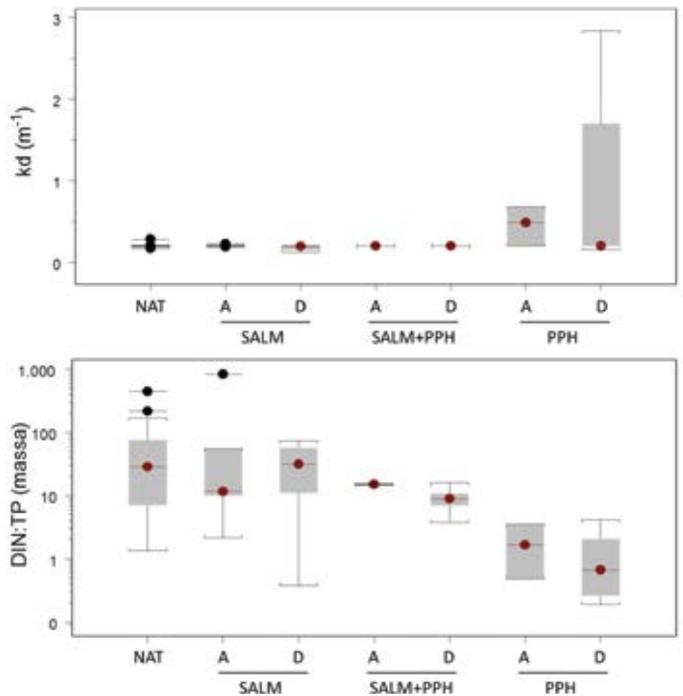
La composición del fitoplancton se estimó como la Chl-a de cada grupo algal y de cianobacterias utilizan-

do el algoritmo del programa CHEMTAX.

Los resultados obtenidos sitúan a los clorófitos y criosófitos como grupos dominantes en el conjunto de lagos estudiados. En general, hay una mayor contribución de clorófitos en los lagos con piscardo, de criosófitos en los naturales y de diatomeas en los lagos con salmónidos, aunque no se observan patrones claros del efecto de las actuaciones (figura 7). Respecto a la composición de productores primarios del perifiton de las piedras, tampoco se observan patrones claros del efecto de las actuaciones, aunque se puede decir que de nuevo las diatomeas son más abundantes en los lagos con salmónidos y que las cianobacterias son más abundantes en el perifiton de las piedras de los lagos naturales (figura 8).



◀ **Figura 8.** Diagramas de caja que muestran la distribución de frecuencias del porcentaje de carotenoides marcadores de clorófitos (luteína), diatomeas (fucoxantina) y cianobacterias (mixoxantofila y afañizofila) en el perifiton de las piedras del litoral de los lagos objetivo y para los distintos escenarios. Las abreviaciones son las mismas que las de la figura 6.



▲ **Figura 9.** Diagramas de caja que muestran la distribución de frecuencias del coeficiente de extinción de la luz (K_d ; m^{-1}), en el gráfico superior, y la relación nitrógeno inorgánico disuelto respecto a fósforo total (DIN:TP), en el gráfico inferior, en los distintos escenarios para los lagos objetivo. Las abreviaciones son las mismas que las de la figura 6.

PARÁMETROS FÍSICO-QUÍMICOS

La transparencia de la columna de agua, representada por el coeficiente de extinción de la luz K_d era en general alta (valores bajos de K_d) en todos los lagos, excepto en aquellos con piscardo (figura 9). En los lagos donde se había sacado piscardo, se observaba una ligera recuperación en la transparencia de la columna de agua indicada por la disminución del coeficiente de extinción de la luz.

Respecto a los nutrientes, el cociente DIN:TP tanto de los lagos naturales como de los lagos con salmónidos, con o sin piscardo, tomaba valores de entre 10 y 30. El mismo cociente en lagos con piscardo tenía valores muy inferiores, de entre 0,4 y 1,5. El cociente aumentaba después de empezar las actuaciones en lagos donde había habido salmónidos y, en cambio, disminuía allí donde había habido piscardo solo o acompañado de salmónidos.

DISCUSIÓN

Este trabajo es pionero en poner de manifiesto la recuperación de las comunidades de lagos de alta montaña después de disminuir las densidades de ciprínidos como el piscardo. En el conjunto de lagos donde se ha actuado, que incluyen lagos con salmónidos solos o acompañados de piscardo y lagos que solo tenían piscardo, la recuperación fue más clara en general para todos los indicadores medidos en los lagos donde el piscardo había estado presente.

Esta recuperación más pronunciada es probable que vaya relacionada con la mayor degradación en la que se encuentran las comunidades de los lagos con piscardo (Buchaca *et al.*, 2016).

El grupo de organismos estudiado que presenta una respuesta más clara a las actuaciones es el de los macroinvertebrados del litoral, que muestran un incremento progresivo de la abundancia y riqueza de taxones a lo largo del tiempo, sin haber llegado todavía a una estabilización. Este aumento se produce en todos los lagos, tanto en los que tenían solo salmónidos como en los que tenían salmónidos con piscardo o solo piscardo. Después de empezar las actuaciones, la composición de macroinvertebrados del litoral de los lagos objetivo convergía progresivamente con la de los lagos naturales. Este resultado coincidía con el obtenido en otros estudios después de practicar erradicaciones de salmónidos tanto en las Montañas Rocosas de Norteamérica (Epanchin *et al.*, 2010; Knapp *et al.*, 2001; Pope *et al.*, 2009), como en los Alpes italianos (Tiberti *et al.*, 2018). En estos estudios, la recuperación de la composición taxonómica y abundancia de la comunidad de organismos en general (anfibios, zooplancton y macroinvertebrados bentónicos) se producía en un período de tiempo de 10-20 años después de haber erradicado los peces (Knapp *et al.*, 2001), o incluso en un período de tiempo más corto, de tan solo 5 años (Tiberti *et al.*, 2018). Se han obtenido resultados similares al estudiar la recuperación de la fauna anfibia de los mismos lagos (Miro *et al.*, 2019, en este volumen), resultados que indican que las especies de mayor tamaño tienen una mayor facilidad para recolonizar el ecosistema (Arribas *et al.*, 2012).

El aumento de biomasa y de la riqueza de taxones de macroinvertebrados del litoral después de empezar las actuaciones hacía esperar una disminución por herbivorismo de la biomasa del perifiton que crecía sobre las piedras del litoral (Hillebrand y Kahlert, 2001; Ventura *et al.*, 2016). Esta disminución se observó en todos los lagos donde había habido piscardo, aunque era más clara en los lagos que habían tenido salmónidos y piscardo (2 lagos objetivo del circo de Dellui). La menor respuesta de los lagos que habían tenido piscardo como única especie en el momento de empezar las actuaciones se podría explicar por las particularidades de cada sistema, el estado ecológico y la composición de la comunidad de partida de cada uno. En particular, en Rovinets, todavía no habían entrado renacuajos, solo tritones que no tienen hábitos ramoneadores (Miró *et al.*, 2019); en Naorte, tampoco habían llegado todavía renacuajos, y en Closell, en cambio, ya había sapo común (*Bufo espinosus*) antes de empezar a actuar, pero esta es una especie que no se ve afectada por la presencia de peces y, por tanto, era difícil encontrar cambios relevantes. Por otro lado, en los lagos donde antes de empezar las actuaciones había salmónidos como única especie íctica, la biomasa de perifiton era incluso mayor después de empezar las pescas. En 2 de estos lagos que habían tenido salmónidos (Cap de Port y la Cabana), las erradicaciones son todavía muy recientes (2016 y 2017), y en el tercero, Subenuix, la fauna ramoneadora, tanto de insectos como de anfibios, tardó mucho en recuperarse (véase Miró *et al.*, 2019, en este mismo volumen). Esta tardanza en la recuperación en Subenuix probablemente esté relacionada con la especie de salmónido que había: trucha de arroyo (*Salvelinus fontinalis*). Este salmónido alcanza densidades que pueden ser 10 veces superiores a otras especies de la misma familia (Tiberti *et al.*, 2018). Por lo tanto, no fue hasta finales de 2017 cuando las densidades de trucha de arroyo que quedaban en el lago de Subenuix fueron lo suficientemente reducidas como para no tener efectos ecológicos negativos. Todo apunta a que, en este caso, todavía era pronto para encontrar cambios más claros que repercutieran hasta los productores primarios del perifiton.

La composición de productores primarios del perifiton de las piedras tampoco presentaba patrones claros del efecto de las actuaciones. Sin embargo, los resultados muestran un ligero aumento de la proporción de cianobacterias y una disminución de la de diatomeas y clorófitos después de empezar las actuaciones en los lagos donde había habido piscardo solo o acompañado de salmónidos. Será necesario seguir durante un periodo de tiempo más extenso la evolución de estas comunidades para poderlo constatar. Si se confirmara esta tendencia, la composición de la comunidad podría llegar a parecerse a la que encontramos en el perifiton de lagos naturales. Estos cambios en la composición de grupos algales son coherentes con los encontrados experimentalmente por diversos autores que reportan una dominancia de cianobacterias respecto a clorófitos y diatomeas en condiciones de mayor presión de herbivorismo (Hillebrand y Kahlert, 2001).

El cambio en la estructura y la biomasa de las comunidades de organismos pelágicos y de la transparencia de

la columna de agua de los lagos objetivo solo se produce de manera marcada cuando el piscardo había sido la única especie íctica en los lagos. En estos casos (Closell, Naorte y Rovinets), la eliminación del piscardo llevaba a un aumento marcado de las abundancias de crustáceos, a una disminución en la biomasa del fitoplancton y a un aumento de la transparencia de la columna de agua. Esta recuperación de los crustáceos todavía no sería completa, tanto por lo referente a la comunidad como a su biomasa. El caso más notable es el del lago Closell, donde se han producido oscilaciones en la transparencia del agua estrechamente ligadas con oscilaciones de biomasa de crustáceos del género *Daphnia*, siguiendo la teoría de estados estables alternativos descritos en lagos poco profundos de la zona temperada con características mesotróficas-eutróficas (Scheffer *et al.*, 1993). Los otros 2 lagos con piscardo, Naorte y Rovinets, han presentado una tendencia más marcada hacia un aumento de la transparencia. Sin embargo, estos cambios no parecían repercutir en la composición fitoplanctónica.

Los resultados indican que los lagos objetivo están en proceso de recuperación de las comunidades de organismos que les serían propias en condiciones naturales. Sin embargo, parece necesario seguir durante un periodo más extenso de tiempo la evolución de estas comunidades para poderlo constatar.

La introducción de peces en lagos de alta montaña es un tipo de perturbación que se ha producido durante siglos sobre un territorio muy amplio. La erradicación de los peces introducidos nos permite estudiar la resiliencia del lago como ecosistema frente a este tipo de perturbaciones y nos ofrece la oportunidad de demostrar el impacto que ejercen los peces sobre distintas variables bióticas y abióticas de estos sistemas tan particulares.

AGRADECIMIENTOS

Queremos agradecer al personal técnico del CEAB, a Montserrat Soler y a Jenny Caner su trabajo en el laboratorio, así como a Núria Cruset, a Esperança Gacia, a Jaume Piera, a Carlos Rodero, a Raúl Bardají, al personal de Sorello y a todo el personal en formación su participación y ayuda en las campañas de campo. También queremos agradecer su colaboración al personal de los parques PNAESM y PNAP y al Cuerpo de Agentes Rurales. Este estudio ha sido financiado por el proyecto LIFE+ LimnoPirineus (LIFE 13 NAT/ES/001210).

BIBLIOGRAFÍA

ALONSO M. 1996. *Crustacea: Brachiopoda*. Consejo Superior de Investigaciones Científicas.

ARRIBAS P., VELASCO J., ABELLÁN P., SÁNCHEZ-FERNÁNDEZ D., ANDÚJAR C., CALOSI P., MILLÁN A., RIBERA I. Y BILTON D.T. 2012. Dispersal ability rather than ecological tolerance drives differences in range size between lentic and lotic water beetles (Coleoptera: Hydrophilidae). *Journal of Biogeography* 39, 984-994.

BRADFORD D. F., TABATABAI F. Y GRABER D. M. 1993. Isolation of remaining populations of the native frog, *Rana muscosa*, by introduced fishes in Sequoia and Kings Canyon National Parks, California. *Conservation Biology* 7, 882-888.

BUCHACA T. 2009. *Pigments indicadores: estudi del senyal en estany dels Pirineus i de la seva aplicació en paleolimnologia*. Institut d'Estudis Catalans, 142.

BUCHACA T., BALLESTEROS E., CHAPPUIS E., GACIA E., GALLES A., GRAU B., MIRÓ A., OSORIO V., PÉREZ B., POU-ROVIRA Q., PUIG M. A., SABÁS I. Y VENTURA M. 2016. Efectes de la presència de diverses espècies de peixos invasors en els estanys d'alta muntanya. En: *X Jornades d'Investigació del PNAESM*, pp. 171-183. Generalitat de Catalunya. Departament de Territori i Sostenibilitat.

CARPENTER S. R., COLE J. J., HODGSON J. R., KITCHELL J. F., PACE M. L., BADE D., COTTINGHAM K. L., ESSINGTON T. E., HOUSER J. N. Y SCHINDLER D. E. 2001. Trophic cascades, nutrients, and lake productivity: whole-lake experiments. *Ecological Monographs* 71, 163-186.

DE MENDOZA G., VENTURA M. Y CATALAN J. 2015. Environmental factors prevail over dispersal constraints in determining the distribution and assembly of Trichoptera species in mountain lakes. *Ecology and Evolution* 5, 2518-2532.

DUSSART B. H. 1969. *Les copépodes des eaux continentales d'Europe Occidentale*, 2. Boubée, Paris.

EINSLER U. 1992. *Crustacea: Copepoda: Calanoidea und Cyclopoida*. Gustav Fisher Verlag.

EPANCHIN P. N., KNAPP R. A. Y LAWLER S. P. 2010. Non-native trout impact an alpine-nesting bird by altering aquatic insect subsidies. *Ecology* 91, 2406-2415.

HILLEBRAND H. Y KAHLERT M. 2001. Effect of grazing and nutrient supply on periphyton biomass and nutrient stoichiometry in habitats of different productivity. *Limnology and Oceanography* 46, 1881-1898.

Jeffrey, S. W., Mantoura, R. F. C., & Wright, S. W. (1997). *Phytoplankton pigments in oceanography: guidelines to modern methods*. Paris: UNESCO Publishing.

KEIFER F. 1978. *Das zooplankton der binnengewässer*. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.

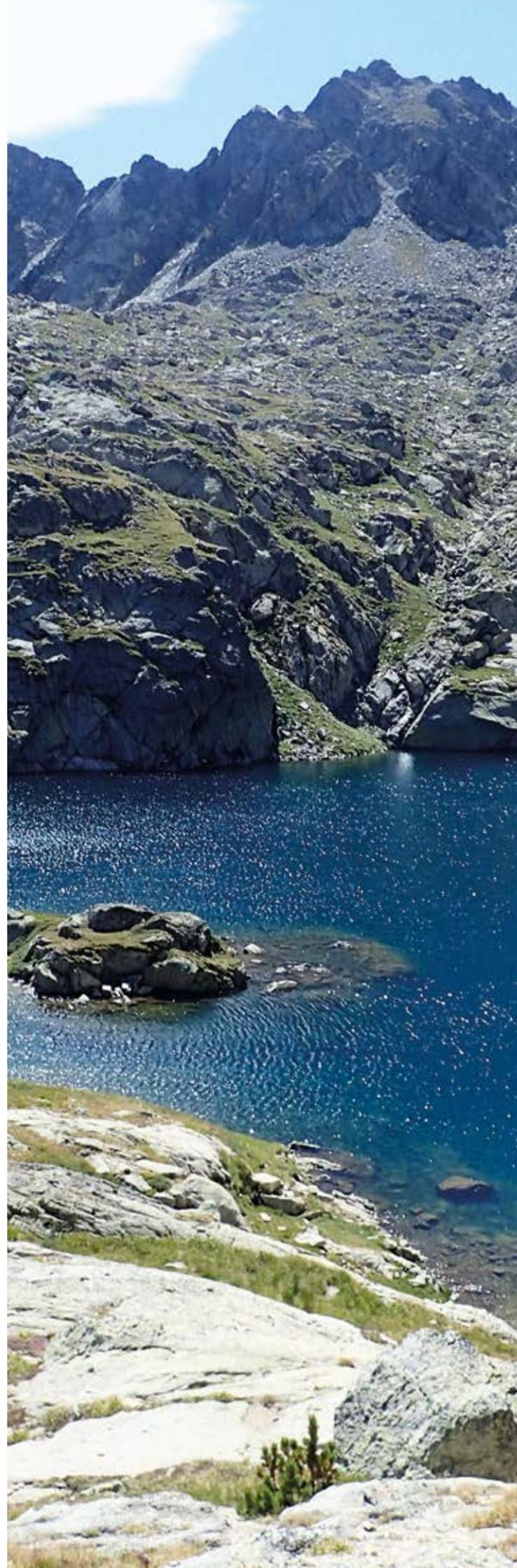
KNAPP R. A., MATTHEWS K. R. Y SARNELLE O. 2001. Resistance and resilience of alpine lake fauna to fish introductions. *Ecological Monographs* 71, 401-421.

KNAPP R. A., FELLERS G. M., KLEEMAN P. M., MILLER D. A. W., VREDENBURG V. T., ROSENBLUM E.B. Y BRIGGS C. J. 2016. Large-scale recovery of an endangered amphibian despite ongoing exposure to multiple stressors. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 113, 11889.

MACKEY M. D., MACKEY D. J., HIGGINS H. W. Y WRIGHT S. W. 1996. CHEMTAX—a program for estimating class abundances from chemical markers: application to HPLC measurements of phytoplankton. *Marine Ecology Progress Series* 144, 265-283.

MIRÓ A. Y VENTURA M. 2013. Historical use, fishing management and lake characteristics explain the presence of non-native trout in Pyrenean lakes: Implications for conservation. *Biological Conservation* 167, 17-24.

- MIRÓ A. Y VENTURA M. 2015. Evidence of exotic trout mediated minnow invasion in Pyrenean high mountain lakes. *Biological Invasions* 17, 791-803.
- MIRÓ A., SABÁS I. Y VENTURA M. 2018. Large negative effect of non-native trout and minnows on Pyrenean lake amphibians. *Biological Conservation* 218, 144-153.
- POPE K. L., PIOVIA-SCOTT J. Y LAWLER S. P. 2009. Changes in aquatic insect emergence in response to whole-lake experimental manipulations of introduced trout. *Freshwater Biology* 54, 982-993.
- SARNELLE O. Y KNAPP R. A. 2005. Nutrient recycling by fish versus zooplankton grazing as drivers of the trophic cascade in alpine lakes. *Limnology and Oceanography* 50, 2032-2042.
- SCHEFFER M., HOSPER S. H., MEIJER M. L., MOSS B. Y JEPPESEN E. 1993. Alternative equilibria in shallow lakes. *Trends in Ecology & Evolution* 8, 275-279.
- SCHINDLER D. E., KNAPP R. A. Y LEAVITT P. R. 2001. Alteration of nutrient cycles and algal production resulting from fish introductions into mountain lakes. *Ecosystems* 4, 308-321.
- TIBERTI R. Y VON HARDENBERG A. 2012. Impact of introduced fish on Common frog (*Rana temporaria*) close to its altitudinal limit in alpine lakes. *Amphibia-Reptilia* 33, 303-307.
- TIBERTI R., VON HARDENBERG A. Y BOGLIANI G. 2014. Ecological impact of introduced fish in high altitude lakes: A case of study from the European Alps. *Hydrobiologia* 724, 1-19.
- TIBERTI R., ROLLA M., BRIGHENTI S. Y IACOBUZIO R. 2016. Changes in the insect emergence at the water-air interface in response to fish density manipulation in high altitude lakes. *Hydrobiologia* 779, 93-104.
- TIBERTI R., BOGLIANI G., BRIGHENTI S., IACOBUZIO R., LIAUTAUD K., ROLLA M., VON HARDENBERG A. Y BASSANO B. 2018. Recovery of high mountain Alpine lakes after the eradication of introduced brook trout *Salvelinus fontinalis* using non-chemical methods. *Biological Invasions*. <https://doi.org/10.1007/s10530-018-1867-0>
- VENTURA M., CAMARERO L., BUCHACA T., BARTUMEUS F., LIVINGSTONE D. M. Y CATALAN J. 2000. The main features of seasonal variability in the external forcing and dynamics of a deep mountain lake (Redó, Pyrenees). *Journal of Limnology* 59, 97-108.
- VENTURA M., BUCHACA T., PLA-RABES S., BUÑAY D., VILA-COSTA M., LARSEN T., SABÁS I. Y MIRÓ A. 2016. Alteracions en les comunitats epilítiques associades a les introduccions de peixos en estanys d'alta muntanya. En: *X Jornades sobre Recerca al PNAESM*, pp. 161-170. Generalitat de Catalunya. Departament de Territori i Sostenibilitat, Espot.
- VERGON J. P. Y BOURGEOIS C. 1993. Diptères Chironomides (Larves aquatiques) Tome I: Caractères généraux - Sous-families et tribus. *Bulletin mensuel Société linneane Lyon* 62, 101-132.
- VREDENBURG V. T. 2004. Reversing introduced species effects: Experimental removal of introduced fish leads to rapid recovery of a declining frog. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 101, 7646.
- WILSON R. S. Y RUSE L. P. 2005. *A guide to the identification of genera of chironomid pupal exuviae occurring in Britain and Ireland (including common genera from northern Europe) and their use in monitoring lotic and lentic freshwaters*. Cumbria, el Reino Unido.





~ Cap del Port de Peguera ~



~ Rana bermeja (*Rana temporaria*) ~

RÁPIDA RECUPERACIÓN DE LAS POBLACIONES DE ANFIBIOS EN OCHO LAGOS DE ALTA MONTAÑA VINCULADA A LA ERRADICACIÓN DE PECES EXÓTICOS

Alexandre MIRÓ (1), David O'BRIEN (2), Jan TOMÀS (1), Teresa BUCHACA (1), Ibor SABÁS (1), Victor OSORIO (1), Federica LUCATI (1, 3), Blanca FONT (4), Ismael JURADO (4), Meritxell CASES (4), Eloi CRUSET (4), Quim POU-ROVIRA (4) y Marc VENTURA (1)

1. Grupo de Ecología Integrativa de Aguas Continentales. Centro de Estudios Avanzados de Blanes (CEAB-CSIC). Calle de acceso a la Cala Sant Francesc, 14, 17300 Blanes, Cataluña, España.
2. Scottish Natural Heritage, Great Glen House, Leachkin Road, Inverness IV3 8NW, Scotland, UK.
3. Centre for Ecology, Evolution and Environmental Changes (cE3c). Facultad de Ciencias. Universidad de Lisboa. Campo Grande, 1749-016 Lisboa, Portugal.
4. Sorelló Estudis al Medi Aquàtic, S. L. Parc Científic de la UdG, 17300, Universitat de Girona, 17003 Girona, Cataluña, España.

RESUMEN

El proyecto LIFE+ LimnoPirineus (2014-2019) tiene como uno de sus objetivos la recuperación de las poblaciones de anfibios en 8 lagos del Parque Nacional de Aiguestortes y Estany de Sant Maurici i del Parque Natural del Alt Pirineu, mediante la erradicación o control de peces exóticos. Durante los veranos de 2014 a 2018, hemos extraído la práctica totalidad de los peces presentes en los lagos. A lo largo del periodo de trabajo, hemos comprobado que la mayoría de las especies de anfibios autóctonos presentes en cada circo han colonizado de forma espontánea los 8 lagos objetivo. Esto muestra la alta capacidad de recuperación de la fauna anfibia de los lagos de alta montaña después de eliminar o mitigar el impacto que representan los peces exóticos.

INTRODUCCIÓN

Las especies de anfibios que viven en los lagos de alta montaña de los Pirineos, como ocurre en muchos otros ecosistemas acuáticos, forman parte de diferentes compartimentos alimentarios y están involucradas en complejas relaciones tróficas que las convierten en especies clave (Wells, 2007). Por un lado, los renacuajos son fundamentalmente herbívoros y se alimentan de las algas y otros microorganismos (bacterias y arqueas principalmente) que crecen sobre las piedras o el sedimento del lecho de los lagos, lo que mantiene la estructura y funcionalidad natural de la comunidad bentónica (Altig *et al.*, 2007; Nyström *et al.*, 2001). Al mismo tiempo, los renacuajos representan una fuente de alimento para depredadores acuáticos naturales, como las larvas y los adultos de escarabajos, las larvas de libélula, los adultos de zapateros y barquerillos, y los tritones adultos (Mc-

Diarmid y Altig, 2000). Por otra parte, los anfibios adultos forman parte del eslabón de los superdepredadores en los lagos naturales. Se encuentran en lo alto de la cadena trófica y se alimentan de diferentes invertebrados, entre los que se encuentran los insectos que depredan a los renacuajos (Wells, 2007). Finalmente, los anfibios en general son depredados por aves, reptiles y mamíferos terrestres que pueden visitar más o menos frecuentemente el lago, lo que supone una entrada de materia y energía para los ecosistemas circundantes (McDiarmid y Altig, 2000; Wells, 2007).

A pesar de su importancia ecológica, los anfibios de los lagos de alta montaña están en declive en todo el mundo debido a diferentes amenazas que reducen o erradican poblaciones enteras (Whittaker *et al.*, 2013). En este sentido, diferentes estudios han mostrado el efecto negativo de los pesticidas, las enfermedades infecciosas emergentes y el aumento global de la temperatura (Bradford *et al.*, 2011; Maxwell y Knapp, 2018; Smith *et al.*, 2017). Sin embargo, la amenaza mejor documentada en multitud de cordilleras, incluida la de los Pirineos, es la presencia de peces exóticos (Miró *et al.*, 2018; Ventura *et al.*, 2017).

Los lagos de alta montaña están aislados de los ríos de la parte baja de las cuencas por barreras hidrográficas que impiden la colonización natural por parte de los peces (Pechlaner, 1984; Pister, 2001). Sin embargo, sobre todo durante los últimos siglos y para promocionar la pesca turística deportiva, se ha llevado a cabo un proceso global de introducción de peces, que ha supuesto su presencia en un buen número de estas masas de agua en todo el mundo (p. ej., Miró, 2011; Reissig *et al.*, 2006; Wiley, 2003). En los Pirineos, las introducciones se llevaron a cabo en épocas históricas en algunos casos, pero también en épocas recientes en muchos otros, y han implicado la presencia de diferentes especies de trucha o de piscardado en el 35-85 % de los lagos, dependiendo del valle (Miró y Ventura, 2013; 2015). El impacto que causan los peces exóticos en los lagos radica en que, en estos ecosistemas,

los peces pasan a constituir un nivel trófico superior que anteriormente no existía. Los peces (tanto truchas como piscardos) depredan directamente larvas, juveniles y adultos de anfibios, hasta eliminarlos en la mayoría de casos (Knapp, 2005; Miró *et al.*, 2018; Tiberti y von Hardenberg, 2012), pero también los perjudican indirectamente agotando las larvas de insectos y otros invertebrados que son presas compartidas (Maxwell *et al.*, 2011).

Durante las últimas décadas, diferentes proyectos de conservación combinados con estudios científicos han mostrado que los impactos descritos se pueden revertir (Knapp *et al.*, 2016). En la década de 1990, se llevó a cabo la primera experiencia de erradicación de truchas exóticas en lagos de alta montaña en Sierra Nevada, California (Knapp y Matthews, 1998). Este estudio, junto con otros posteriores en la misma área, han documentado la eficacia de las redes de tipo trasmallo para erradicar poblaciones de truchas exóticas en los lagos de alta montaña y facilitar así la recuperación de poblaciones de anfibios autóctonos en un plazo de entre 1 y 3 años después de empezar la erradicación. En aquellos estudios, se mostró la recuperación de las poblaciones de una rana autóctona amenazada en Sierra Nevada: la *Rana muscosa* (Knapp *et al.*, 2007; Vredenburg 2004). Posteriormente, trabajos más recientes han demostrado la recuperación de otras 2 especies de rana: la *Rana cascadae* en las montañas de Klamath, en el norte de California, y la *Rana temporaria* en los Alpes italianos, en ambos casos en un período de entre 2 y 5 años después de iniciar los proyectos de erradicación (Pope, 2008; Tiberti *et al.*, 2018). Los estudios mencionados también han documentado la dificultad que tienen algunos anfibios de alta montaña para colonizar nuevas localidades, como *R. muscosa*, que está condicionada por una distancia máxima de dispersión de 1 km (Pope *et al.*, 2001).

Las experiencias recientes de California y los Alpes demuestran la rápida recuperación de una especie de rana en cada caso, después de erradicar las truchas exóticas. Sin embargo, las comunidades autóctonas de anfibios en los lagos de alta montaña pueden llegar a tener hasta 4

o 5 especies (Knapp, 2005; Miró *et al.*, 2018), y pueden estar amenazadas por la presencia de piscardos, además de por la presencia de truchas (Miró y Ventura, 2015; Miró *et al.*, 2018). Por lo tanto, es de interés general estudiar hasta qué punto es posible recuperar la comunidad entera de anfibios de un lago mediante la erradicación de peces exóticos, que pueden incluir truchas, pero también piscardo. Responder estos interrogantes es especialmente importante para la conservación de los anfibios de alta montaña, ya que se conocen otros factores negativos adicionales que los perjudican y que añaden incertidumbre a las posibilidades de recuperación. Estamos hablando de los pesticidas, las enfermedades infecciosas emergentes y el aumento global de la temperatura (Bradford *et al.*, 2011; Maxwell y Knapp, 2018; Smith *et al.*, 2017).

El objetivo principal de este estudio ha sido investigar la recuperación de la comunidad de anfibios de 8 lagos de alta montaña de los Pirineos, después de iniciar acciones de erradicación de truchas y piscardos exóticos. Concretamente, hemos querido responder 4 preguntas específicas: 1) ¿Es posible la recuperación natural de la comunidad entera de anfibios a partir de la erradicación de los peces exóticos?; 2) ¿Se puede lograr la recuperación en solo unos pocos años, tal como sabemos que sucede con algunas especies de anuros?; 3) ¿Los individuos y las especies colonizadoras provendrían de localidades cercanas o alejadas?; y 4) ¿Existiría alguna diferencia en la recuperación de los anfibios dependiendo de si los peces exóticos presentes en el lago son truchas o piscardos? Las conclusiones del estudio pueden ser útiles para diseñar, valorar y ejecutar futuros proyectos de conservación con objetivos similares.

MÉTODOS

Área de estudio

El estudio se ha llevado a cabo en los 8 lagos objetivo del proyecto LIFE+ LimnoPirineus (2014-2019), donde hemos realizado acciones de erradicación y control de tru-

Nombre (código)	Área protegida ^a	Máxima profundidad (m)	Superficie (ha)	Altitud (m s. n. m.)	Especies de peces 2012 ^b	Año de inicio erradicación de peces	Especies de anfibios 2012 ^c	Especies de anfibios 2018 ^c
Dellui Nord (1831)	PNAESM	6,7	0,35	2,306	STR, PPH	2015		Casp
Dellui Mig (1838)	PNAESM	6,2	1,09	2,314	STR, PPH	2015		Rtem, Bspi, Casp
Subenuix (2066)	PNAESM	11	2,64	2,194	SFO	2015		Rtem, Casp
Cap del Port (2213)	PNAESM	31,7	7,35	2,521	STR	2016		Rtem
Cabana (2259)	PNAESM	11,7	2,33	2,376	OMY	2017		Rtem, Casp
Closell (2468)	PNAP	3,7	0,75	2,074	PPH	2013	Bspi	Rtem, Bspi, Lhel
Naorte (2479)	PNAP	14	3,94	2,150	PPH	2015		Rtem, Lhel
Rovinets (2654)	PNAP	5,4	0,37	2,223	PPH	2016	Lhel	Rtem, Lhel

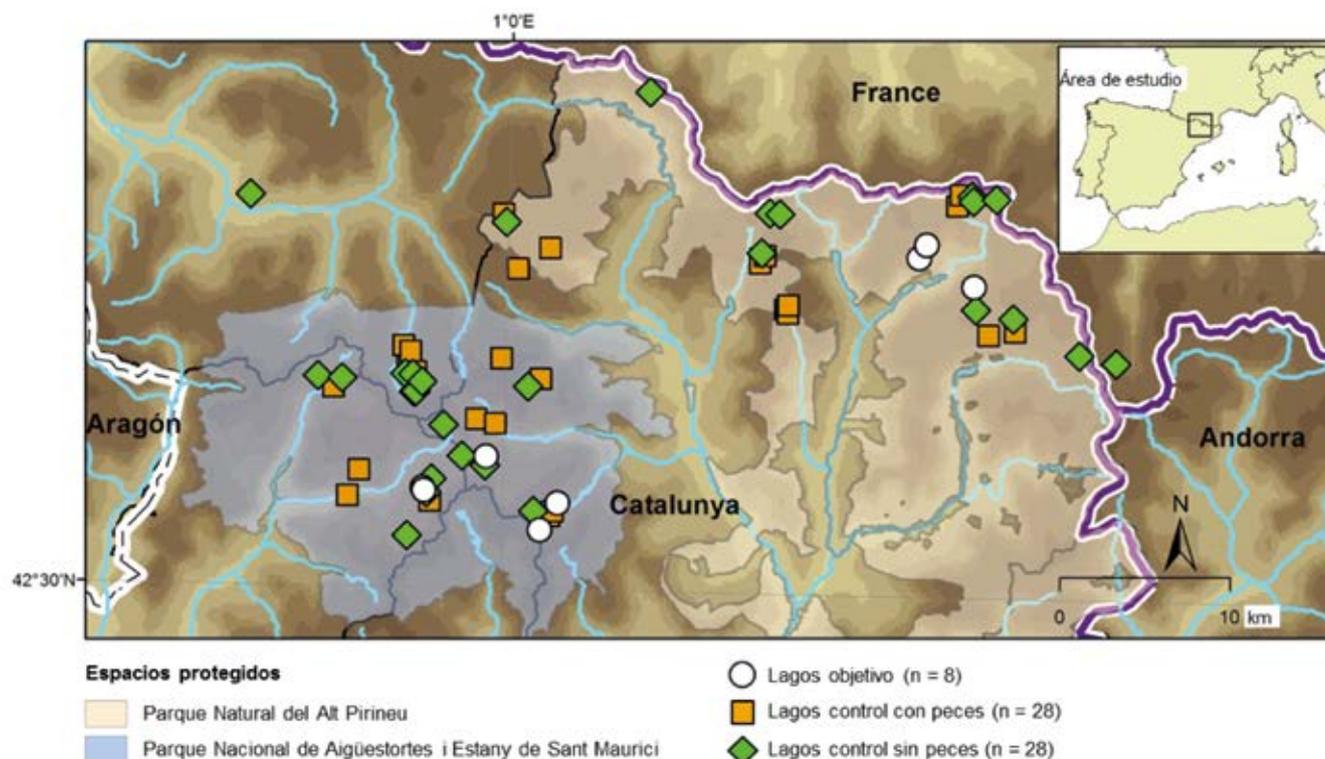
chas y piscardo exóticos (Buchaca *et al.*, 2016). Los 8 lagos están situados dentro de espacios protegidos incluidos en la Red Natura 2000: 5 de ellos en el Parque Nacional de Aigüestortes y Estany de Sant Maurici (Dellui Mig, Dellui Nord, Subenuix, la Cabana y Cap del Port) y los otros 3 en el Parque Natural del Alt Pirineu (Closell, Naorte y Rovinets). En la tabla 1, se encuentran las características topográficas descriptivas de los 8 lagos y las especies de peces y anfibios presentes. Para tener datos comparativos de referencia, escogimos 56 lagos control, con características similares y situados en la misma área de estudio (figura 1). La mitad de los lagos control tenía truchas, piscardo o ambos, y la otra mitad no tenía peces. La mayoría de los lagos control de este estudio coincidían con los lagos control escogidos para el programa de seguimiento limnológico del proyecto LIFE+ LimnoPirineus (Buchaca *et al.*, 2016), a los que añadimos otros lagos con presencia de especies concretas de anfibios. En todos los casos, conocíamos la presencia/ausencia previa de los anfibios por censos realizados en estudios anteriores (Miró *et al.*, 2018).

▼ **Figura 1.** Mapa de situación de los lagos objetivo y de los lagos control del plan de seguimiento de anfibios del proyecto LIFE+ LimnoPirineus.

Erradicación de peces exóticos

A partir del año 2015, hemos llevado a cabo, en los 8 lagos objetivo, las tareas de erradicación de truchas y piscardo exóticos previstas en el proyecto LIFE+ LimnoPirineus. Tres de los lagos objetivo tenían solo poblaciones de piscardo, otros 3 tenían una especie diferente de trucha cada uno y los 2 últimos tenían ambos grupos de peces (tabla 1). Dado que al comienzo de las tareas de erradicación se captura la mayoría de los peces y se genera un gran volumen de trabajo, las operaciones de extracción no se pueden iniciar en todas las localidades al mismo tiempo. Por lo tanto, las iniciamos en 2015 en los primeros lagos y, durante los años siguientes, empezamos a trabajar en los demás, progresivamente (tabla 1; primer capítulo de ésta memoria). Excepcionalmente, en el caso del lago Closell, iniciamos los trabajos de erradicación el año 2013, en el contexto de un proyecto experimental específico para evaluar las posibilidades y métodos más adecuados para afrontar la erradicación del piscardo en lagos de alta montaña (tabla 1).

En las campañas de erradicación de peces exóticos se han utilizado 3 métodos: las redes tipo trasmallo (luces de malla de 5 a 43 mm), la pesca eléctrica en la franja litoral y las nasas de luz de malla pequeña (de 4 mm). Los 2 primeros métodos ya se habían probado previamente



◀ **Tabla 1.** Características descriptivas de los 8 lagos objetivo del proyecto LIFE+ LimnoPirineus y especies de peces y anfibios presentes.

- a) PNAESM: Parque Nacional de Aigüestortes i Estany de Sant Maurici. PNAP: Parque Natural del Alt Pirineu.
 b) STR: trucha común (*Salmo trutta*). OMY: trucha arcoiris (*Oncorhynchus mykiss*). SFO: trucha de arroyo (*Salvelinus fontinalis*). PPH: piscardo (*Phoxinus sp.*).
 c) Rtem: rana bermeja (*Rana temporaria*). Bspi: sapo común (*Bufo spinosus*). Casp: tritón pirenaico (*Calotriton asper*). Lhel: tritón palmeado (*Lissotriton helveticus*).

en lagos de alta montaña de California y los Alpes, y conocíamos su eficacia para la captura de truchas (Knapp y Matthews, 1998; Tiberti *et al.*, 2018). Las nasas tubulares, montadas casi sumergidas y apoyadas sobre el lecho rocoso o fangoso de la franja litoral, habían sido bastante eficaces para capturar piscardos en un proyecto previo desarrollado en el lago Closell. La revisión y el vaciado de las redes y las trampas se efectuaron con frecuencia diaria al iniciar las tareas en cada lago y con frecuencia semanal una vez que disminuyeron las capturas.

Seguimiento de anfibios

Al mismo tiempo que avanzábamos en la erradicación de peces, documentábamos los cambios en las poblaciones de anfibios de los lagos objetivo, tanto con respecto a la presencia como a la abundancia. Los censos que habíamos hecho en estudios previos habían mostrado la presencia de 5 especies de anfibios en el área de estudio (Miró *et al.*, 2018). De estas 5 especies, 3 eran anuros o anfibios sin cola: la rana bermeja (*Rana temporaria*), el sapo común (*Bufo spinosus*) y el sapo partero (*Alytes obstetricans*). Las otras 2 eran urodelos o anfibios con cola: el tritón pirenaico (*Calotriton asper*) y el tritón palmeado (*Lissotriton helveticus*). Estas son las 5 especies de anfibios que integramos en este estudio. Sin embargo, hay que tener en cuenta que, una de ellas, el sapo común, al igual que las otras especies del género *Bufo*, no suele verse afectada negativamente por los peces exóticos (Knapp, 2005; Miró *et al.*, 2018), debido a las toxinas presentes en su piel, tanto en la fase larvaria como en la adulta (Benard y Fordyce, 2003). Al comenzar los trabajos de erradicación de peces, tan solo había 2 lagos objetivo que tenían anfibios: el lago Closell, en el que habitaba el sapo común, y el lago Rovinets, en el que habitaba el tritón palmeado (tabla 1).

Los datos sobre presencia y abundancia de anfibios en los 8 lagos objetivo provienen de 2 fuentes diferentes: 1) las capturas de fauna acompañante durante los trabajos de erradicación de peces, y 2) los censos específicos de anfibios. Con respecto a la primera fuente de información, una vez que las densidades de peces se habían reducido considerablemente, aumentaron las capturas de ejemplares adultos y larvas de anfibios, que nos han permitido documentar rápidamente los eventos de colonización. Las capturas se han encontrado sobre todo en las nasas instaladas en el litoral de los lagos y no han representado ningún perjuicio para los anfibios capturados, que una vez censados y medidos se han liberado de nuevo en la misma zona del lago.

En cuanto a la segunda fuente de datos, hemos realizado censos anuales de presencia y abundancia de anfibios en los 8 lagos objetivo, durante los veranos de 2012 a 2018. En los lagos control, hemos realizado los censos distribuidos durante el mismo periodo de estudio (2012-2018). Cada uno de los lagos se ha visitado una vez, siguiendo el calendario preestablecido de seguimiento limnológico del proyecto LIFE+ LimnoPirineus (Buchaca *et al.*, 2016; Buchaca *et al.*, 2019).

Los censos de anfibios se han realizado aplicando la metodología del encuentro visual (Crump y Scott Jr.,

1994). Preferentemente durante las horas de mayor insolación, hemos caminado por todo el litoral del lago buscando visualmente las larvas y adultos de anfibios, de los que hemos estimado la abundancia por metro de litoral paralelo a la costa. En el caso de los censos de tritón pirenaico, dado que está activo básicamente durante las horas de oscuridad, realizamos censos nocturnos adicionales. La metodología nocturna fue también el encuentro visual, en este caso iluminando el litoral del lago con linternas frontales, tal como indica el protocolo británico especializado en esta tarea (ARG-UK 2013). En el caso del tritón palmeado, dado que es muy activo en la columna de agua, donde nada frecuentemente para alimentarse, utilizamos las capturas en las nasas. Se ha utilizado siempre la misma metodología de censo para cada especie en todos los lagos estudiados. Las diferencias de abundancia que podían estar relacionadas con los métodos específicos y con las estrategias de reproducción diversas en cuanto al número y tamaño de larvas producidas se han homogeneizado reescalando las abundancias por especies (véase la explicación detallada en los párrafos siguientes).

Análisis estadístico

Una vez obtenidos los datos, realizamos distintos análisis estadísticos específicos para responder cada una de las 4 preguntas que hemos expuesto al final de la introducción. Previamente y para poder valorar correctamente los cambios temporales en las comunidades de anfibios, estandarizamos todos los datos en función del año en que habíamos comenzado las tareas de erradicación de peces. De este modo, para cada lago objetivo, asignamos el valor -1 al año anterior al inicio de los trabajos de erradicación, el valor 0 al año en que iniciamos las tareas de erradicación y los valores +1, +2, +3, +4 y +5 a los años sucesivos. Los años estandarizados +4 y +5 no los utilizamos en algunos análisis estadísticos debido a que, en estos 2 años, solo teníamos incluido un lago: el Closell.

La abundancia de peces extraídos se calculó a partir de las capturas de truchas en las redes y de piscardos en las trampas tipo nasa. Los datos los transformamos en capturas por unidad de esfuerzo (CPUE). Concretamente, en el caso de las truchas, los transformamos en individuos/hm de red × día, y en el caso del piscardo en individuos/trampa × día. Para la abundancia de piscardo, tenemos datos hasta el año estandarizado +5, mientras que para las truchas, hasta el año +3, ya que iniciamos los trabajos 2 años más tarde.

La recuperación de la comunidad de anfibios en los lagos objetivo y el plazo en que se podía alcanzar se cuantificaron al mismo tiempo y utilizando 2 métodos distintos. Por un lado, calculamos la riqueza específica de cada lago y, por otro, la abundancia de cada especie que encontramos. Comparamos los datos de los diferentes años estandarizados (del -1 al +3) entre ellos y con los 2 grupos de lagos control, con peces y sin peces, mediante un test de homogeneidad de grupos no paramétrico Kruskal-Wallis (Hollander *et al.*, 2014).

Se investigó la proximidad de las poblaciones colonizadoras construyendo una tabla de contingencia con

todas las especies de anfibios estudiadas y que son potenciales colonizadoras de los lagos objetivo. El resultado fue un total de 38 colonizaciones potenciales: 5 especies \times 8 lagos objetivo, pero excluyendo los 2 casos de anfibios ya presentes en los lagos objetivo al inicio de las tareas de erradicación. Entonces, aplicamos un test chi cuadrado (Agresti, 2007) sobre los factores combinados siguientes: evento de colonización durante todo el periodo estudiado (sí/no) y presencia de la especie en el mismo valle del lago objetivo (sí/no).

Adicionalmente, hemos investigado la importancia de las colonizaciones cercanas calculando la correlación de Mantel (Legendre y Legendre, 2012), para los distintos años estandarizados por separado (del -1 al +2), entre la matriz de distancias geográficas para los lagos objetivo y la matriz de distancias extraída de sus comunidades de anfibios. La matriz de distancias de las comunidades de anfibios se construyó calculando las distancias euclidianas entre lagos a partir de las tablas de abundancias de las distintas especies, para cada año estandarizado. Previamente y para reducir la diferencia de rango de las abundancias y equilibrar el peso de las diferentes especies, se transformaron las abundancias a su logaritmo +1 y se reescalaron entre 0 y 1 para cada especie por separado (Legendre y Legendre, 2012). Finalmente, normalizamos las abundancias, mediante la transformación de Hellinger (Legendre y Gallagher, 2001). Para poder tener como referencia los valores con ausencia de anfibios, mantuvimos también las localidades sin ninguna especie dentro de las tablas de datos. Calculamos los test de Mantel aplicando la correlación de Pearson y 9.999 permutaciones (Legendre y Legendre, 2012).

La posibilidad de que el tipo de peces exóticos presentes en cada lago objetivo (truchas o piscardo) pudiera tener alguna influencia sobre la recuperación de la comunidad de anfibios se investigó mediante un análisis multivariante permutacional de la varianza (PERMANOVA,

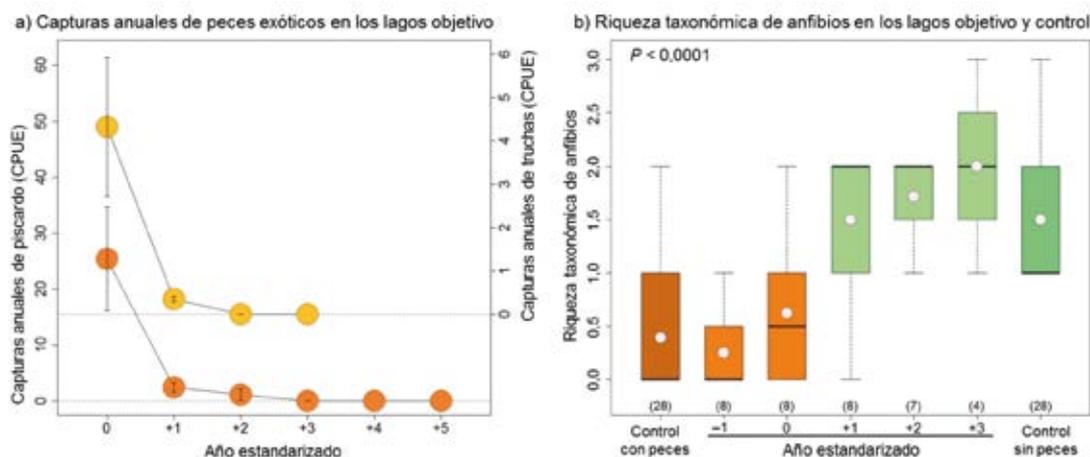
Anderson y Gorley, 2008). El análisis se aplicó sobre la misma matriz de distancias euclidianas basada en la comunidad de anfibios y explicada en el párrafo anterior. En este caso, para evitar correlaciones casuales, unificamos las 2 especies de tritones estudiadas (*C. asper* y *L. helveticus*) en un solo taxón, llamado tritones, ya que su distribución en los valles de los lagos objetivo era básicamente discordante y concordante, respectivamente, con la presencia/ausencia de piscardo (Miró *et al.*, 2018). De este modo, hemos podido analizar la relación de la comunidad de anfibios en cada año estandarizado (del -1 al +2), con los 2 factores: presencia de truchas en el lago (sí/no) y presencia de piscardo en el lago (sí/no).

Finalmente, para poder identificar posibles sesgos en los análisis PERMANOVA, analizamos la homogeneidad de varianza multivariante de las matrices de datos de anfibios, para las 2 posiciones (sí/no) de los factores de presencia de truchas y presencia de piscardo, para los años estandarizados del -1 al +2. Esto se investigó aplicando una ANOVA para analizar las diferencias entre las distancias de los miembros de cada categoría hasta el centroide (mediana espacial) en un espacio de coordenadas principales (PCoA; Anderson, 2006).

Los análisis estadísticos se realizaron con el programa R, utilizando las funciones básicas (R Core Team, 2018) y el paquete *vegan* (Oksanen *et al.*, 2018), excepto el análisis PERMANOVA, que se llevó a cabo con el programa PERMANOVA+ para PRIMER (Anderson y Gorley, 2008). El nivel de significación que adoptamos para todos los análisis fue $\alpha = 0,05$.

RESULTADOS

Las acciones de erradicación permitieron capturar la mayor parte de peces exóticos durante el año en que se iniciaron (año estandarizado 0), y se alcanzaron valores de



▲ **Figura 2.** Media y \pm SE de capturas anuales por unidad de esfuerzo (CPUE, individuos/trampa \times día para el piscardo e individuos / hm de red \times día para las truchas) de peces exóticos (a) y *boxplots* que muestran la riqueza taxonómica de especies de anfibios por años estandarizados en los 8 lagos objetivo (b). En los extremos del gráfico (b), hemos añadido la riqueza y el error estándar en los lagos control con peces y sin peces. En la parte inferior del gráfico, se puede ver el número de lagos incluidos en cada categoría y en la parte superior, el valor *p* del test Kruskal-Wallis de homogeneidad entre todas las categorías. Los *boxplots* de color marrón han mostrado diferencias significativas respecto a los de color verde en el test *post hoc*. El punto blanco en los *boxplots* indica la media aritmética.

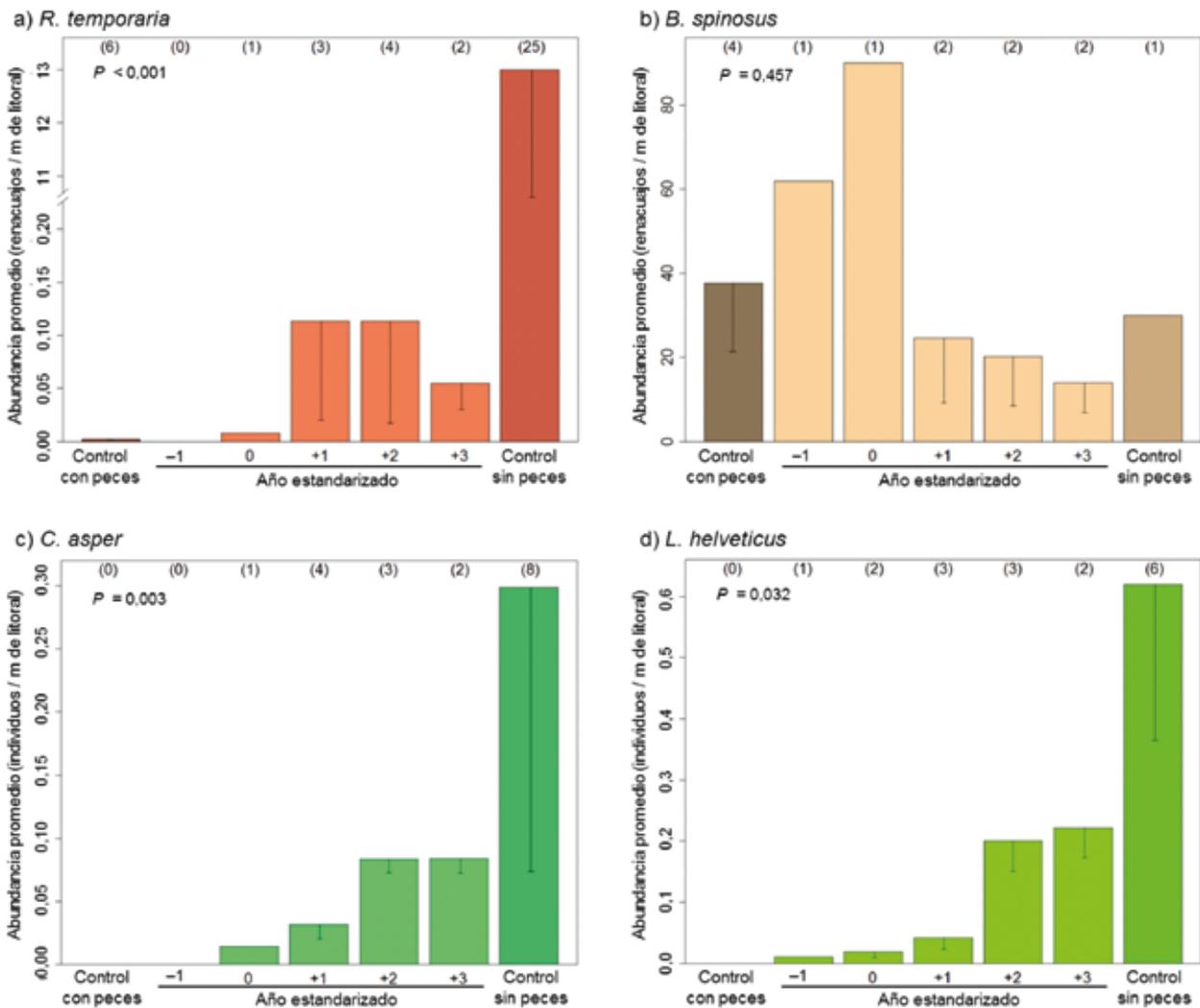
0 capturas, o muy próximos, 2 años después de iniciarse los trabajos, en el caso de las truchas, y 3 años después, en el caso del piscardo (años estandarizados +2 y +3, respectivamente; figura 2a). En el verano de 2018 -el último que aportó datos para este estudio-, ya no se capturaron truchas en 3 de los lagos objetivo: Subenuix, Dellui Mig y Dellui Nord. Para el resto, obtuvimos reducciones en las poblaciones de más del 98 %.

La comunidad de anfibios de los 8 lagos objetivo respondió rápidamente a la disminución de las poblaciones de peces exóticos. La riqueza específica se recuperó hasta equipararse a los niveles de los lagos control sin peces, solo un año después de haber iniciado las tareas de erradicación (año estandarizado +1; figura 2b). En cambio, las abundancias de las diferentes especies sensibles a la presencia de peces (rana bermeja y tritones pirenaico y palmeado) no alcanzaron el nivel de los lagos de referencia sin peces durante todo el periodo de estudio (figura 3). Especialmente en el caso de la rana bermeja, las abundancias de los lagos objetivo en el año estandarizado +2

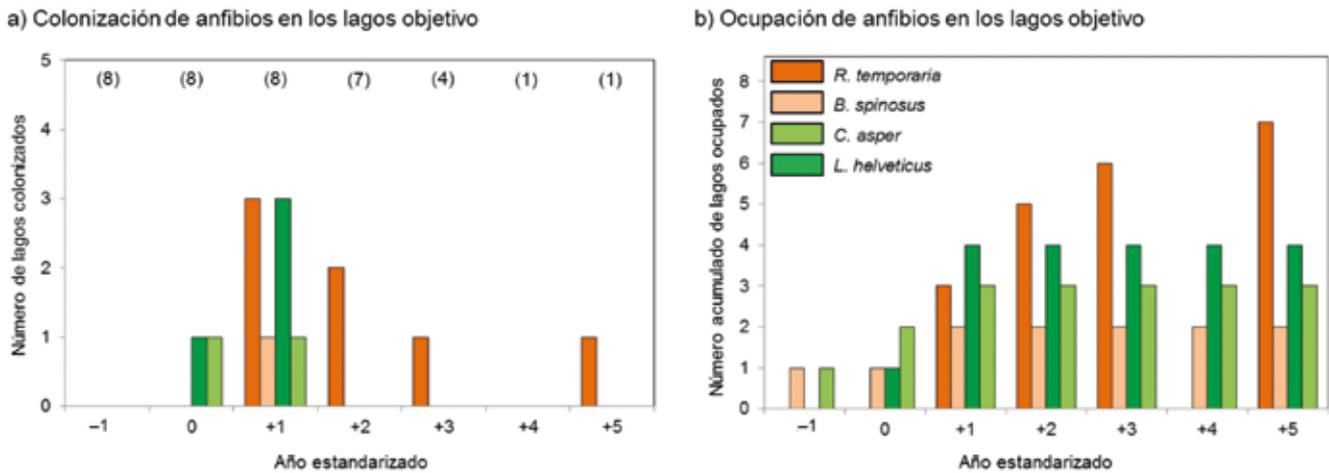
eran un orden inferior a las de los lagos control sin peces (figura 3a).

Las poblaciones cercanas que permanecían refugiadas en los diferentes valles han sido cruciales para propiciar la rápida recuperación de la comunidad de anfibios. De las 38 colonizaciones potenciales que se podían producir, durante el período de estudio, hemos documentado 14, 2 de ellas durante el año en que se comenzaron las tareas de erradicación y 8 durante el año siguiente (tabla 1 y figura 4a). En todos los casos, las colonizaciones han sido protagonizadas por especies presentes en el mismo valle del lago objetivo (chi cuadrado = 19,95, valor $p < 0,0001$). Seis colonizaciones potenciales de especies que se encontraban en el mismo valle no se han producido todavía. Del mismo modo, no se ha producido ninguna de las 18 colonizaciones potenciales de especies que no se encontraban en el mismo valle.

Las colonizaciones protagonizadas por las 2 especies de tritones han sido las más tempranas y se han producido todas el mismo año o el siguiente de comenzar las



▲ **Figura 3.** Abundancia y SE por años estandarizados de las especies de anfibios encontrados en los 8 lagos objetivo: *Rana temporaria* (a), *Bufo spinosus* (b), *Calotriton asper* (c) y *Lissotriton helveticus* (d). En los extremos de cada gráfico, hemos añadido la abundancia y el error estándar de los lagos control, con peces y sin peces. En la parte superior del gráfico, se puede ver el número de lagos incluidos en cada categoría y el valor p del test Kruskal-Wallis de homogeneidad entre todas las categorías. Los segmentos de SE indican solo el valor negativo.



▲ **Figura 4.** Eventos de colonización (a) y ocurrencia acumulada (b) de especies de anfibios en los 8 lagos objetivo. En la parte superior del gráfico (a), se indica el número de lagos recogidos dentro de cada año estandarizado. El código de color para cada especie se muestra en la leyenda del gráfico (b).

tareas de erradicación (años estandarizados 0 y +1, respectivamente; tabla 1 y figura 4a). En cambio, la rana bermeja presenta un patrón de colonización más lento, pero más prolongado, ya que, aparte de protagonizar algunas colonizaciones un año después de comenzar las acciones de erradicación, siguió colonizando durante el resto de años hasta llegar a establecerse en 7 de los 8 lagos objetivo (figuras 4a y 4b). El alto ritmo de colonizaciones y de establecimiento de las nuevas poblaciones ha hecho que, en verano del año 2018, ya hubiera anfibios en los 8 lagos objetivo, con presencia, en conjunto, de 4 de las 5 especies que potencialmente podían colonizarlos (figura 4b).

Los test de Mantel confirmaron la importancia de las localidades cercanas para explicar la composición de las comunidades de anfibios de los lagos objetivo. Este análisis ilustró que, el año anterior al inicio de las tareas de erradicación, no existía correlación entre las comunidades de anfibios y las distancias geográficas entre lagos (Mantel $r = 0,354$ y valor $p = 0,071$, año estandarizado -1). En cambio, el año en que se comenzaron las acciones de erradicación y los siguientes, las comunidades de anfibios mostraban correlación positiva con las distancias geográficas: los lagos más cercanos eran más parecidos entre ellos (Mantel $r = 0,454$ y valor $p = 0,012$ para el año estandarizado 0; Mantel $r = 0,644$ y valor $p = 0,004$ para el año +1, y Mantel $r = 0,617$ y valor $p = 0,043$ para el año +2).

No hemos encontrado diferencias en la recuperación de la comunidad de anfibios de los lagos objetivo en función de que estuvieran ocupados por distintos tipos de peces exóticos, ya fueran truchas o piscardo. Los análisis PERMANOVA mostraron que los 2 factores, presencia de trucha (sí/no) o presencia de piscardo (sí/no), no eran significativos para explicar la composición y abundancia de la comunidad de anfibios para los diferentes años estudiados, desde el año anterior a comenzar los trabajos de erradicación hasta 2 años después de iniciarlos. Los

valores p obtenidos para los factores presencia de trucha y presencia de piscardo fueron, respectivamente, los siguientes: 0,440 y 1, para el año estandarizado -1; 0,640 y 0,637, para el año 0; 0,517 y 0,600, para el año +1, y 0,540 y 0,616, para el año +2. En el único año en que existían suficientes datos para analizar la interacción entre los 2 factores (año estandarizado +2), esta también resultó no significativa (valor $p = 0,404$).

Los análisis PERMANOVA descritos para los 4 años estandarizados que hemos investigado han resultado no significativos, aunque, en algunos casos, no existía homogeneidad de varianza multivariante en los datos de anfibios para las 2 categorías (sí/no) de los factores presencia de trucha o presencia de piscardo. Los valores p obtenidos en el análisis de homogeneidad de varianza multivariante para ambos factores fueron, respectivamente, los siguientes: 0,002 y 0,266, para el año estandarizado -1; 0,073 y 0,004, para el año 0; 0,974 y 0,475, para el año +1, y 0,951 y 0,332, para el año +2.

DISCUSIÓN

Los datos que hemos recogido nos han permitido responder todas las preguntas que nos habíamos planteado: 1) La recuperación de la comunidad entera de anfibios en lagos de alta montaña se puede lograr llevando a cabo acciones de erradicación de peces exóticos. 2) La recuperación con respecto a la riqueza específica se logra al año siguiente de comenzar las acciones de erradicación. La recuperación con respecto a la abundancia de las diferentes especies necesita un período de tiempo más largo que el que hemos tenido en este estudio. 3) Las localidades refugio próximas son cruciales para la restauración, ya que todas las 14 colonizaciones de especies de anfibios documentadas durante el periodo de estudio provienen de poblaciones cercanas situadas en el mismo valle que

el lago objetivo receptor. 4) Los datos de que disponemos no muestran ninguna influencia del tipo de pez exótico presente en el lago objetivo (truchas o piscardo) en la recuperación de la comunidad de anfibios.

Los datos muestran que las poblaciones de anfibios se han recuperado por sus propios medios y han alcanzado los niveles de riqueza específica de los lagos naturales de referencia, a medida que hemos progresado en los trabajos de erradicación de peces. Este hecho nos demuestra la alta capacidad de recuperación (resiliencia) de la fauna anfibia de los lagos de alta montaña, una vez que hemos reducido o eliminado la presión que los mantenía ausentes. Nuestros resultados se encuentran en la misma línea que los obtenidos en estudios realizados con especies del género *Rana* en California y en los Alpes, que mostraron rápidas recuperaciones, en periodos de tiempo de solo algunos años (Knapp *et al.*, 2007; Pope, 2008; Tiberti *et al.*, 2018; Vredenburg, 2004). Otros grupos de organismos, como los macroinvertebrados más conspicuos o los crustáceos planctónicos, también habían mostrado una resiliencia muy alta, en lagos de alta montaña de California, después de erradicar los peces exóticos (Knapp *et al.*, 2001). En los Pirineos, los resultados obtenidos en un estudio paralelo (Buchaca *et al.*, 2019) muestran que, más allá de los anfibios, el grupo que presenta una respuesta más clara a la erradicación de los peces son los macroinvertebrados del litoral, los cuales incrementan la riqueza de taxones progresivamente, al mismo tiempo que su composición converge con la de los lagos naturales. El cambio en la biomasa de las algas del perifiton es menos acusado y solo se produce allí donde había habido piscardo como única especie piscícola o acompañado de algún salmónido. En el sistema pelágico, solo se observaba un aumento en las abundancias de los crustáceos y una disminución en la biomasa del fitoplancton allí donde había habido piscardo como única especie (Buchaca *et al.*, 2019).

Sin embargo, el hecho más destacable en nuestro caso es la recuperación del conjunto de toda la comunidad de anfibios tras erradicar o controlar los peces exóticos. Hasta ahora, solo se había descrito la recuperación de una sola especie de rana en distintos casos (Knapp *et al.*, 2007; Pope, 2008; Tiberti *et al.*, 2018; Vredenburg, 2004), pero no de toda la comunidad.

Hemos comprobado que las diferentes especies de anfibios autóctonos presentes en cada circo han colonizado los lagos rápida y progresivamente. Las primeras colonizaciones naturales de anfibios se han observado, en todos los casos, a partir del primer o segundo año de los trabajos de erradicación, aunque todavía quedara una cierta fracción de peces en los lagos. En este sentido, toma una gran importancia la conservación de las poblaciones aisladas de anfibios que quedan refugiadas en algunos valles o circos. Estas poblaciones marginales tienen una importancia capital directa, ya que mantienen la posibilidad de supervivencia local de la especie. Al mismo tiempo, también tienen una gran importancia indirecta, como población fuente para proporcionar individuos colonizadores en el contexto de posibles acciones de conservación similares.

En cuanto a la rapidez de colonización de las diferentes especies, parece que, en general, el tritón pirenaico y el tritón palmeado colonizan y se reproducen en los lagos de actuación más rápidamente que la rana bermeja. Esto sugiere que los tritones son menos sensibles a la presencia de peces y discriminan menos los lagos donde están presentes. En cambio, la colonización retardada de la rana bermeja sugiere que los adultos de esta especie rehúsan, para la reproducción, los lagos donde ha habido o quedan algunos peces, incluso con una cierta inercia tras desaparecer el riesgo de depredación. Esto se podría explicar por una mayor sensibilidad para detectar la presencia de sustancias químicas excretadas por los peces, que llevaría a esta especie a priorizar localidades de puesta más seguras. En el caso de los tritones pirenaico y palmeado, la dinámica que hemos observado nos lleva a pensar que protagonizan cierto número de migraciones hacia los lagos, con independencia de si hay peces o no. Un gran número de estos tritones migrantes serían habitualmente depredados al llegar a un lago con peces.

La recuperación de las poblaciones de anfibios se ha observado con la misma rapidez y elasticidad en los 8 lagos, independientemente de las especies de peces introducidas. Esta es otra novedad destacable que aporta nuestro estudio, ya que, hasta ahora, todas las acciones de erradicación en lagos de alta montaña se habían llevado a cabo solo trabajando con truchas exóticas. Nuestros datos muestran que la erradicación de piscardo requiere más tiempo que la de las truchas, pero finalmente, en ambos casos, se obtiene el mismo resultado, completamente satisfactorio en cuanto a la recuperación de los anfibios autóctonos.

Sin embargo, la recuperación de los anfibios que hemos observado se mantiene bajo un riesgo evidente si, en algún caso, no se pueden erradicar todos los peces presentes o, por otra parte, se detienen las acciones de control antes de completar la erradicación (en algunos de los lagos con piscardo, durante el plazo del proyecto LIFE+ LimnoPirineus, el objetivo era controlar, pero no erradicar los peces exóticos). En este caso, solo unos pocos peces que sobrevivieran a las tareas de erradicación o control serían suficientes para restablecer las poblaciones enteras en algunos años. Con el objetivo de reducir este riesgo, el proyecto LIFE+ LimnoPirineus preveía, desde su inicio, un plan posproyecto que pretendía facilitar la continuación de las acciones de erradicación o control, cuando fuera necesario, más allá de su finalización, en mayo de 2019. Las futuras acciones contempladas en este plan deberían garantizar el control de las poblaciones de peces exóticos en los lagos que no hayan quedado libres de peces. Solo así se podrá asegurar que la recuperación de los anfibios autóctonos se pueda consolidar y sostener a medio y largo plazo.

CONCLUSIONES

Debemos concluir que la recuperación de la comunidad entera de anfibios en lagos de alta montaña es posible después de erradicar o reducir drásticamente las poblaciones de peces exóticos. Además, queda claro que, con respecto

a la ocurrencia de anfibios, la recuperación se puede lograr tan solo 2 años después de haber iniciado las acciones de erradicación. Estas conclusiones se pueden aplicar claramente al diseño o ejecución de futuros proyectos de conservación en lagos de alta montaña. Sin embargo, si queremos ir más allá en los objetivos de conservación, necesitamos fomentar activamente el abandono de las introducciones de peces en los lagos de alta montaña, con independencia de si están o no en el interior de un espacio protegido. Esta sería la mejor forma de evitar que el hábitat adecuado y favorable para los anfibios disminuya aún más en zonas montañosas.

AGRADECIMIENTOS

Los autores queremos dar las gracias a todo el personal del Parque Nacional de Aigüestortes i Estany de Sant Maurici y del Parque Natural del Alt Pirineu, así como a los miembros del Cuerpo de Agentes Rurales de la Generalitat de Cataluña, por su colaboración y apoyo. También queremos agradecer el apoyo de los compañeros de trabajo y de los otros colaboradores que nos han ayudado en las tareas de campo para censar anfibios. Este estudio ha sido financiado por el proyecto LIFE+ LimnoPirineus (LIFE13 NAT/ES/001210).

BIBLIOGRAFÍA

- AGRESTI A. (2007). *An Introduction to Categorical Data Analysis*, 2.^a ed. John Wiley & Sons, Nueva York.
- ALTIG R., WHILES M.R. Y TAYLOR C.L. (2007). What do tadpoles really eat? Assessing the trophic status of an understudied and imperiled group of consumers in freshwater habitats. *Freshwater Biology* 52, 386-395.
- ANDERSON M.J. (2006). Distance-based tests for homogeneity of multivariate dispersions. *Biometrics* 62, 245-253.
- ANDERSON M.J. Y GORLEY R.N. (2008). *PERMANOVA+ for PRIMER: Guide to Software and Statistical Methods*. PRIMER-E, Plymouth (Reino Unido).
- ARG-UK (2013). *NARRS Amphibian Survey Protocols* (v. 2013). Amphibian and Reptile Groups of the United Kingdom.
- BENARD M.F. Y FORDYCE J.A. (2003). Are induced defenses costly? Consequences of predator-induced defenses in western toads, *Bufo boreas*. *Ecology* 84, 68-78.
- BRADFORD D.F., KNAPP R.A., SPARLING D.W., NASH M.S., STANLEY K.A., TALLENT-HALSELL N.G., MCCONNELL L.L. Y SIMONICH S.M. (2011). Pesticide distributions and population declines of california, USA, alpine frogs, *Rana muscosa* and *Rana sierrae*. *Environmental Toxicology and Chemistry* 30, 682-691.
- BUCHACA T., BALLESTEROS E., CHAPPUIS E., GACIA E., GALLÉS A., MIRÓ A., OSORIO V., POU-ROVIRA Q., PUIG M.À., SABAS I. Y VENTURA M. (2016). Efectes de la presència de diverses espècies de peixos invasors en els estanys d'alta muntanya. En: *La investigació al Parc Nacional d'Aigüestortes i estany de Sant Maurici*. X Jornades d'Investigació del Parc Nacional d'Aigüestortes i Estany de Sant Maurici, pp. 171-183. Generalitat de Catalunya. Departament de Territori i Sostenibilitat, Espot (Pallars Sobirà), 14, 15 y 16 de octubre de 2015.
- BUCHACA T., SABAS I., OSORIO V., POU-ROVIRA Q., MIRÓ A., PUIG M.À., CRUSET E., FONT B., BALLESTEROS E. Y VENTURA M. (2019). Canvis en els estanys a partir de la reducció de les densitats de peixos en el marc del projecte LIFE LIMNOPIRINEUS. En: *La investigació al Parc Nacional d'Aigüestortes i estany de Sant Maurici*. XI Jornades d'Investigació del Parc Nacional d'Aigüestortes i Estany de Sant Maurici. Generalitat de Catalunya. Departament de Territori i Sostenibilitat, Boí (Alta Ribagorça), 17, 18 y 19 de octubre de 2018.
- CRUMP M.L. Y SCOTT JR. N.J. (1994). Visual encounter surveys. En: Heyer W.R., Donnelly M.A., McDiarmid R.W., Hayek L.-A.C., Foster M.S. (eds.) *Measuring and monitoring biological diversity: standard methods for amphibians*. Pp. 84-91. Smithsonian Institution Press. Washington, D. C.
- HOLLANDER M., WOLFE D.A. Y CHICKEN E. (2014). *Nonparametric Statistical Methods*, 3.^a ed. John Wiley & Sons, Nueva York.
- KNAPP R.A. Y MATTHEWS K.R. (1998). Eradication of nonnative fish by gill netting from a small mountain lake in California. *Restoration Ecology* 6, 207-213.
- KNAPP R.A., MATTHEWS K.R. Y SARNELLE O. (2001). Resistance and resilience of alpine lake fauna to fish introductions. *Ecological Monographs* 71, 401-421.
- KNAPP R.A. (2005). Effects of nonnative fish and habitat characteristics on lentic herpetofauna in Yosemite National Park, USA. *Biological Conservation* 121, 265-279.
- KNAPP R.A., BOIANO D.M. Y VREDENBURG V.T. (2007). Removal of nonnative fish results in population expansion of a declining amphibian (mountain yellow-legged frog, *Rana muscosa*). *Biological Conservation* 135, 11-20.
- KNAPP R.A., FELLERS G.M., KLEEMAN P.M., MILLER D.A.W., VREDENBURG V.T., ROSENBLUM E.B. Y BRIGGS C.J. (2016). Large-scale recovery of an endangered amphibian despite ongoing exposure to multiple stressors. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 113, 11889-11894.
- LEGENDRE P. Y GALLAGHER E. (2001). Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. *Oecologia* 129, 271-280.
- LEGENDRE P. Y LEGENDRE L. (2012). *Numerical ecology*. 3.^a ed. Elsevier, Amsterdam.
- MAXWELL B.J., PIOVIA-SCOTT J., LAWLER S.P. Y POPE K.L. (2011). Indirect effects of introduced trout on Cascades frogs (*Rana cascadae*) via shared aquatic prey. *Freshwater Biology* 56, 828-838.
- MAXWELL B.J. Y KNAPP R.A. (2018). Disease and climate effects on individuals drive post-reintroduction population dynamics of an endangered amphibian. *Ecosphere* 9, e02499.
- MCDIARMID R. W. Y ALTIG R. (2000). Tadpoles. The biology of anuran larvae, p. 458. The University of Chicago Press, Chicago y Londres.

- MIRÓ A. (2011). Les truites als estanys dels Pirineus: Tradicions, vivències i implicacions per a la conservació. Pagès Editors, Lleida.
- MIRÓ A. Y VENTURA M. (2013). Historical use, fishing management and lake characteristics explain the presence of non-native trout in Pyrenean lakes: Implications for conservation. *Biological Conservation* 167, 17-24.
- MIRÓ A. Y VENTURA M. (2015). Evidence of exotic trout mediated minnow invasion in Pyrenean high mountain lakes. *Biological Invasions* 17, 791-803.
- MIRÓ A., SABÁS I. Y VENTURA M. (2018). Large negative effect of non-native trout and minnows on Pyrenean lake amphibians. *Biological Conservation* 218, 144-153.
- NYSTRÖM P., SVENSSON O., LARDNER B., BRONMARK C. Y GRANÉLI W. (2001). The influence of multiple introduced predators on a littoral pond community. *Ecology* 82, 1023-1039.
- OKSANEN J., BLANCHET F. G., FRIENDLY M., KINDT R., LEGENDRE P., MCGLINN D., MINCHIN P. R., O'HARA R. B., SIMPSON G. L., SOLYMOS P., STEVENS M. H. H., SZOEC S. E. Y WAGNER H. (2018). *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.5-1. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>.
- PECHLANER R. (1984). Historical evidence for the introduction of Arctic charr into high-mountain lakes of the Alps by man, 449-557.
- PISTER E. P. (2001). Wilderness fish stocking: history and perspective. *Ecosystems* 4, 279-286.
- POPE K.L., MATTHEWS K.R. Y MONTGOMERY W.L. 2001. Movement Ecology and Seasonal Distribution of Mountain Yellow-Legged Frogs, *Rana muscosa*, in a High-Elevation Sierra Nevada Basin. *Copeia* 2001, 787-793.
- POPE K. L. (2008). Assessing changes in amphibian population dynamics following experimental manipulations of introduced fish. *Conservation Biology* 22, 1572-1581.
- R CORE TEAM (2018). *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>.
- REISSIG M., TROCHINE C., QUEIMALINOS C., BALSEIRO E. Y MODENUTTI B. (2006). Impact of fish introduction on planktonic food webs in lakes of the Patagonian Plateau. *Biological Conservation* 132, 437-447.
- SMITH T. C., PICCO A. M. Y KNAPP R. (2017). Ranaviruses Infect Mountain Yellow-legged Frogs (*Rana muscosa* and *Rana sierrae*) Threatened by *Batrachochytrium dendrobatidis*. *Herpetological Conservation and Biology* 12, 149-159.
- TIBERTI R. Y VON HARDENBERG A. (2012). Impact of introduced fish on Common frog (*Rana temporaria*) close to its altitudinal limit in alpine lakes. *Amphibia-Reptilia* 33, 303-307.
- TIBERTI R., BOGLIANI G., BRIGHENTI S., IACOBUZIO R., LIAUTAUD K., ROLLA M., VON HARDENBERG A. Y BASSANO B. (2018). Recovery of high mountain Alpine lakes after the eradication of introduced brook trout *Salvelinus fontinalis* using non-chemical methods. *Biological Invasions*.
- VENTURA M., TIBERTI R., BUCHACA T., BUÑAY D., SABAS I. Y MIRÓ A. (2017). Why should we preserve fishless high-mountain lakes? En: Catalan J., Ninot J., Aniz M. (eds.) *Advances in Global Change Research*, vol. 62: High Mountain Conservation in a Changing World. Capítulo 8. Pp. 181-205. Springer International Publishing.
- VREDENBURG V. T. (2004). Reversing introduced species effects: Experimental removal of introduced fish leads to rapid recovery of a declining frog. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 101, 7646-7650.
- WELLS K. D. (2007). The ecology and behavior of amphibians.
- WHITTAKER K., KOO M. S., WAKE D. B. Y VREDENBURG V. T. (2013). Global Declines of Amphibians. En: S.A. L. (eds.) *Encyclopedia of Biodiversity*, 2.^a ed., vol. 3, pp. 691-699. Academic Press. Waltham, Massachusetts.
- WILEY R. W. (2003). Planting trout in Wyoming high-elevation wilderness waters. *Fisheries* 28, 22-27.



~ Tritón pirenaico (*Calotriton asper*). ~



~ Estanho de Vilac ~

ALTERACIONES Y CAMBIOS QUE AFECTAN A LA CONSERVACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD DEL ESTANHO DE VILAC (VALLE DE ARÁN)

Empar CARRILLO (1), Eva DOCAMPO (2), Teresa BUCHACA (2), Alexandre MIRÓ (2), Josep M. NINOT (1), Víctor OSORIO (2), Aaron PÉREZ-HAASE (1), M. Àngels PUIG (2), Ibor SABAS (2) y Marc VENTURA (2)

1. Departamento de Biología Evolutiva, Ecología y Ciencias Ambientales. Universidad de Barcelona. Av. Diagonal, 643, 08028 Barcelona, Cataluña, España.
2. Grupo de Ecología Integrativa de Aguas Continentales. Centro de Estudios Avanzados de Blanes (CEAB-CSIC). Calle de acceso a la Cala Sant Francesc, 14, 17300 Blanes, Cataluña, España.

RESUMEN

El Estancho de Vilac está situado en una pequeña cuenca endorreica en el Valle de Arán (Cataluña) a 1.640 m de altitud. En origen era una pequeña laguna de nivel fluctuante, pero por intereses ganaderos fue recrecida con un aporte externo de agua. En los últimos años, con la modificación del fondo y el continuo aumento del volumen de agua acumulada, se ha utilizado también para la pesca de la trucha. Como resultado de estas modificaciones, se ha producido una alteración notable del sistema que ha puesto en peligro la conservación de diversas especies de anfibios, especialmente *Alytes obstetricans* y *Rana temporaria*, así como *Luronium natans*, planta acuática que tiene en el Estancho la única localidad pirenaica. Las tres son especies protegidas a nivel europeo por la Directiva Hábitats. El objetivo del presente trabajo es la mejora del estado de conservación de estas especies y del ecosistema en su conjunto. Para ello se ha efectuado un estudio del ciclo hidrológico calculando el balance hídrico de la cuenca y se han seguido los cambios de nivel ocasionados al alterar el flujo de entrada de agua artificial; asimismo, se ha realizado el estudio de la variabilidad del ciclo de nutrientes y de la biodiversidad acuática y, en especial, de los organismos indicadores. Los resultados muestran que el Estancho es una laguna de carácter temporal que podría quedar seca algún tiempo durante el período estival, pero que con un aporte de agua que sobrepase los valores de pérdida naturales puede hacer crecer de forma continua el volumen de agua que tendría sin alteraciones externas. También se constata que la presencia de truchas ha alterado notablemente la diversidad faunística de la masa de agua; asimismo, ello repercute en las poblaciones de anfibios. Por otra parte, la presencia de un gran número de cabezas de ganado equino provoca la eutrofización del agua, así como la perturbación de la población de *Luronium natans* y de la integridad del sustrato donde crece. Esta población también se ve afectada por la entrada en la laguna de *Potamogeton berchtoldii*, macrófito propio

de aguas permanentes y común en los lagos alpinos. Entre las acciones efectuadas para revertir el ecosistema a un estado más natural se incluye la extracción de todas las truchas y la instalación de un nuevo abrevadero con regulación de la entrada de agua. La eliminación de las truchas ha llevado a una rápida recuperación de los macroinvertebrados litorales y de los anfibios. Por su parte, el descenso del nivel del agua, provocado por la disminución del caudal del aporte externo, ha modificado la extensión de la población de *Luronium natans*. Se ha llevado a cabo un monitoreo de esta planta en las dos zonas que ocupa: en la zona donde crece enraizada en el fondo sumergido con las hojas flotantes en la superficie del agua y en la zona marginal de la laguna donde crece con formas anfibias que quedan expuestas al aire. El descenso de nivel del agua ha ocasionado un aumento de la densidad de la subpoblación anfibia, que a su vez se ha visto alterada por la presencia de ganado que deteriora los márgenes de la laguna. La subpoblación acuática se ha mantenido, aunque tiene una baja vitalidad. Siempre se han observado plantas en estado vegetativo y únicamente se ha visto floración simultánea de múltiples individuos en 2019. Sobre la base de estos resultados, proponemos que se reconozca en el Estancho la existencia de los hábitats de interés comunitario (HIC) 3150 y 3130 relacionados con la masa de agua y las dos subpoblaciones de *Luronium natans*.

INTRODUCCIÓN

El estancho de Vilac es un pequeño lago o laguna del Valle de Arán situada en el emplazamiento de una antigua laguna endorreica de origen glaciar, cuyo funcionamiento ecológico debía estar condicionado por el régimen de lluvias y que probablemente mantenía una fluctuación hídrica importante a lo largo del año (figura 1).



▲ **Figura 1.** Estancho de Vilac.

Esta laguna está incluida en el listado de zonas de especial conservación (ZEC código ES5130006) como lugar de interés comunitario por su biodiversidad. El mayor interés en cuanto a biodiversidad recae sobre una población estable de *Luronium natans* (L.) Raf., macrófito en peligro de extinción según el *Catálogo español de especies amenazadas* (RDL 139/2011, de 4 de febrero). Además, se han observado en la zona varios anfibios protegidos nominalmente en Cataluña (DL 2/2008, de 15 de abril) como son *Bufo spinosus* (Daudin, 1803), *Lissotriton helveticus* (Razoumowsky, 1789), *Alytes obstetricans* (Laurenti, 1768) y *Rana temporaria* L., 1758. Las tres últimas especies (figura 2) también aparecen en la lista de especies silvestres en régimen de protección especial del *Catálogo nacional* (Directiva 92/43/CEE), y *Luronium natans* y los dos últimos anfibios aparecen en los anexos II, IV y V de la Directiva Hábitats, respectivamente.



▲ **Figura 2.** Especies de la Directiva Hábitats presentes en el Estancho: *Luronium natans*, forma sumergida (izquierda) y forma anfibia (derecha); *Alytes obstetricans* (inferior izquierda) y *Rana temporaria* (inferior derecha).

Sin embargo, esta biodiversidad podría estar comprometida actualmente por la concurrencia de una serie de factores de estrés que influyen en la variabilidad del funcionamiento del ecosistema.

El Estancho de Vilac ha sido utilizado históricamente como punto de abastecimiento de agua para el ganado (vacuno y equino). Su carácter fluctuante era un incon-

veniente para este uso en la época más seca, por lo que se incorporó un abrevadero con una entrada artificial de agua captada en un barranco exterior a la cuenca. El agua sobrante era conducida hacia la laguna para mantener su nivel. Estas modificaciones son antiguas (probablemente de finales del siglo XIX) y con el tiempo se han ido renovando e incorporando otras, como la excavación del fondo que se llevó a cabo alrededor de los años 90 del siglo XX para ampliar la capacidad de almacenamiento. Más recientemente, facilitado por los cambios hidrológicos derivados del abrevadero, se introdujo además trucha común, *Salmo trutta* L., 1758, para pesca deportiva. Actualmente todavía se utiliza el entorno de la laguna para pasto de ganado equino y vacuno (figura 3).



▲ **Figura 3.** Estancho de Vilac. Entrada artificial de agua y ganado equino.

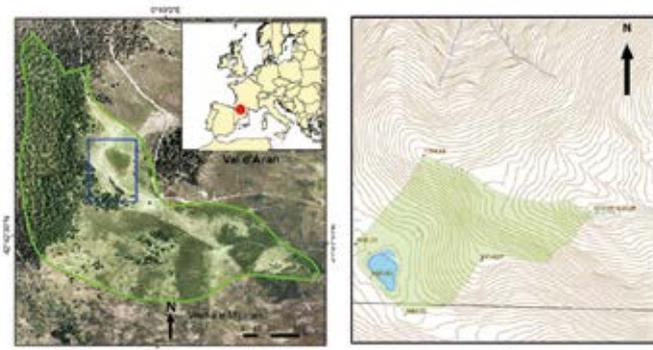
Consideramos que la entrada artificial de agua y la aportación extra de nutrientes pueden comprometer la supervivencia de *Luronium natans* y que la introducción de peces puede afectar a algunos grupos de organismos, especialmente a los anfibios.

La importancia de la biodiversidad que hay en el Estancho de Vilac, junto con la presencia de *L. natans* (única localidad de esta planta acuática en los Pirineos), hizo que se declarara lugar de interés comunitario (LIC) y zona de especial conservación (ZEC) específicamente para este ecosistema concreto, e hizo que se incluyera en los objetivos de conservación del proyecto LIFE+ LimnoPirineus (<http://www.lifelimnopirineus.eu>).

Una de las actuaciones de este proyecto (y el objetivo del presente trabajo) es la mejora del estado de conservación de *L. natans*, de dos de las cuatro especies de anfibios presentes en el Estancho de Vilac y del ecosistema en su conjunto. Esto incluye el estudio del efecto de los cambios hidrológicos y la eliminación de la fauna íctica introducida.

DESCRIPCIÓN GENERAL DE LA ZONA DE ESTUDIO

La zona objeto de estudio es el Estancho de Vilac, que se halla en el Valle de Arán, cerca de Viella, a 1.640 m de altitud, en la vertiente oeste del Mont dera Solana, de coordenadas 0° 48' 50,18" N y 42° 42' 37,43" E. La cuenca, endorreica, tiene una superficie de 11,37 ha y un uso principal ganadero (pasto para caballos y vacas) durante el verano, así como un uso recreativo ocasional, dado el fácil acceso y la relativa proximidad a núcleos de población (figura. 4).



▲ **Figura 4.** Localización del Estancho de Vilac y del SCI ES5130006 Estancho de Vielha (izquierda) y cuenca del Estancho (derecha).

En el Valle de Arán el clima es atlántico de montaña, con precipitaciones relativamente elevadas repartidas regularmente a lo largo del año y temperaturas suaves en verano y frías en invierno (en Viella, 939,7 mm/año y 9,6 °C de media). Dado el claro gradiente altitudinal, tanto de precipitación como de temperatura, en el Estancho las precipitaciones son más elevadas y las temperaturas más bajas que los valores medios de la cercana estación de Viella. Es notable el número relativamente alto de días sin insolación, en gran parte por la presencia de nieblas que ocasionan una disminución de la evapotranspiración.

El Estancho de Vilac se encuentra en el sector del sinclinal del Valle de Arán, dominado por afloramientos devónicos que en esta área están formados principalmente por materiales esquistosos. El fondo natural del Estancho, de origen holocénico, debería ser plano y formado por depósitos lacustres de arcillas y limos ricos en materia orgánica, que se alternan con niveles arenosos (Colomer *et al.*, 2014). Estos depósitos pueden ser de varios metros de potencia y llenan e impermeabilizan el fondo de lagunas, tanto de origen glacial como de distensión lateral, como seguramente se da en este caso (Bordonau *et al.*, 1989). El Estancho de Vilac ha sido transformado en una estructura de fondo cónico, con una profundidad máxima en el centro de 2,7 m y un perímetro que se ha ido agrandando hasta ser en 2015 de unos 290 m. En 2015 se podía considerar ya como una laguna de tamaño pequeño, de forma elíptica (aproximadamente 100 m por 60 m) con el fondo modificado, probablemente formado por una mezcla de los materiales primitivos presentes en la zona, y con permeabilidad desconocida.

Hidrológicamente el Estancho se encuentra en una pequeña cuenca endorreica y situado sobre el acuífero de las calizas metamórficas devonianas del Valle de Arán, que pueden llegar a tener una potencia de hasta 400 m (ACA, 2015). Recibe de forma natural el agua de precipitación y de escorrentía de la cuenca, que da un régimen periódico irregular de oscilación del nivel, tanto anual como interanual, determinado por las condiciones meteorológicas del año (régimen de precipitación y temperatura). Probablemente, en algún período con precipitaciones bajas y temperaturas altas habría quedado casi seco. El interés de un punto de agua a media altitud (1.640 m) para el ganado tuvo que ser importante en su momento, como demuestra la presencia de antiguas construcciones (corral y cabaña) en los prados

que lo rodean. Para subsanar la falta de agua en los años secos, se dispuso una fuente-abrevadero con agua canalizada a partir de un manantial externo a la cuenca. Con los años esta conducción se ha ido renovando, cada vez con materiales mejores y de forma más eficiente. Desde la última renovación (aproximadamente en 2003), el agua sobrante del abrevadero se ha convertido en un aporte suplementario notable para el Estancho y ha provocado su crecimiento continuo. Paralelamente a esta obra de captación, se excavó el fondo de la laguna para aumentar su capacidad, sin prever la posible alteración de la impermeabilidad del fondo. En el transcurso del proyecto LIFE+ LimnoPirineus se ha construido un nuevo abrevadero y se ha modificado la entrada de agua para poder controlar el flujo con el objetivo de revertir la expansión del Estancho.

El suelo que domina en la cuenca es del tipo dortent lítico, que se caracteriza por tener un contenido de materia orgánica bajo y una profundidad limitada a un máximo de 30 cm. Presenta algunos afloramientos de roca y puede estar mezclado con otros tipos de suelo similares a este, ya sean más profundos o con más materia orgánica (Colomer *et al.*, 2014). Actualmente el 80 % de la vegetación corresponde a un piornal (matorral de *Genista balansae* (Boiss.) Rouy subsp. *europaea* (G. López et C. E. Jarvis) O. Bolòs et Vigo, HIC 5120), el 10 % corresponde a bosque natural de *Pinus sylvestris* L. (HICat 42.5B11), el 9 % a prados mesófilos y acidófilos (HICat 35.122) y el 1 % a afloramientos de rocas esquistosas (HIC 8220). La especie arbustiva más abundante es *Genista balansae* subsp. *europaea* (escobes, piorno), que ha ido colonizando el espacio antes ocupado por pastos.

En el interior del Estancho encontramos un ambiente homogéneo con ausencia de piedras y gran cantidad de depósitos de limos. En el centro, en la parte más profunda, solo hay sedimentos. Alrededor de esta zona hay una comunidad de macrófitos formada por tres especies: *Luronium natans* (L.) Raf., *Potamogeton berchtoldii* Fieber. y *Eleocharis palustris* (L.) Roem. y Schult. Además de los macrófitos se han observado algas filamentosas de los géneros *Spirogyra* Link. y *Mougeotia* C. Agardh.

Luronium natans es una especie acuática, con cierta plasticidad fenotípica según crezca en fondos siempre inundados o temporalmente emergidos. Presenta una roseta de hojas sumergidas lineares y hojas flotantes elípticas. Produce rizomas y largos estolones que a menudo se rompen, por lo que las rosetas separadas y empujadas por el viento actúan como propágulos y recolonizan la orilla. Florece de junio a agosto, si bien durante los años de estudio prácticamente no lo ha hecho. La población del Estancho es la única conocida en los Pirineos y probablemente se trata de una población clonal.

En los años 80, cuando se descubrió la presencia de *L. natans* en el Estancho de Vilac, esta especie cubría prácticamente la totalidad de la superficie de la laguna y se hallaba en flor desde junio hasta septiembre (Perdigó, 1983). Al principio del proyecto, en verano de 2014, *L. natans* se encontraba presente en casi la mitad de la superficie del Estancho, unos 2.462 m², con densidades variables dependiendo de las zonas, pero en general bajas. La presencia más notable era en una franja interior que correspondía

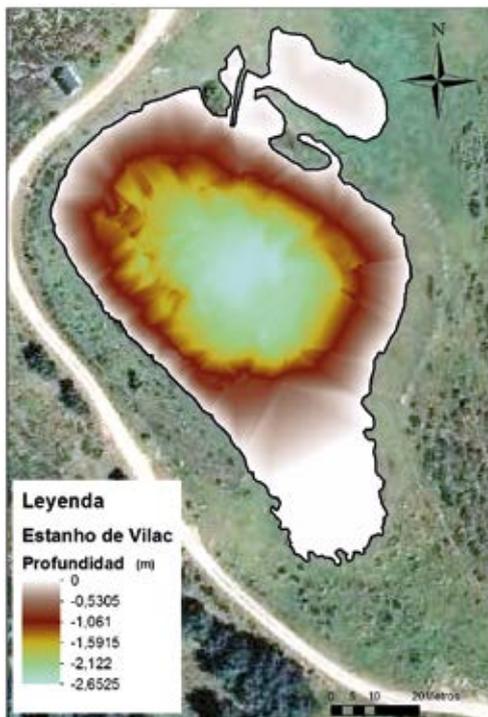
a la antigua orilla de la laguna. Según Lansdown y Wade (2003), en ambientes lacustres *L. natans* tiende a ocupar las zonas de ribera. Aparentemente la especie ha ido colonizando las partes inundadas más recientemente gracias a su capacidad de emitir nuevos estolones y fragmentos.

En cuanto a las otras especies, *Potamogeton berchtoldii* ocupaba en 2014 un 12 % de la superficie, unos 588 m², y *Eleocharis palustris* ocupaba tan sólo un 0,3 %, 15 m². De hecho, *Eleocharis palustris* formaba un pequeño rodal que se encontraba originalmente en la orilla de la laguna y a medida que este ha ido aumentando de tamaño ha quedado en el interior, rodeado de agua. *Potamogeton berchtoldii*, más propio de lagos que de lagunas temporales, apareció recientemente y ocupa las mismas zonas que *Luronium natans*, exceptuando la orilla y la zona más somera. Las algas filamentosas crecen como epífitas sobre los pecíolos y las hojas de los macrófitos, de manera que interfieren con ellos en la ocupación del espacio y en el uso de la luz. Forman extensas alfombras flotantes que durante el estudio se han encontrado en cantidades variables, principalmente acumuladas hacia la orilla de sotavento.

ESTUDIO DE LA VARIABILIDAD EN EL CICLO HIDROLÓGICO

Cambios históricos que afectan a la estructura física de la laguna de Vilac

A partir de la batimetría del Estancho de Vilac, realizada en otoño de 2014 con sonda Echomap 50DV (figura 5) y siguiendo un protocolo estandarizado (Cooke *et al.*, 1993), se ha calculado el área y el volumen cada 5 cm con la herramienta Surface-Volume del programa ARC MAP 10 y se ha establecido la relación área-volumen del Estancho.



▲ Figura 5. Batimetría del Estancho de Vilac realizada en octubre de 2014.

Se han recopilado imágenes aéreas históricas del ICGC (<http://www.icc.cat/vissir3>) desde 1956 hasta 2014 y se han digitalizado los perímetros del Estancho en diferentes años. Se han obtenido así datos reales del área del lago y se han determinado los volúmenes correspondientes a partir de la relación área-volumen establecida. Con ello se han obtenido los incrementos de volumen reales históricos.

Balance hídrico

Se han realizado balances hídricos entre los años 2003-2005, 2005-2007, 2007-2008, 2008-2009, 2009-2011, 2011-2012, 2012-2013 y 2013-2014, según los datos disponibles del incremento de volumen real de agua en el Estancho, con el fin de crear un modelo de funcionamiento del sistema. Se ha escogido este período porque se supone que en él la batimetría no ha sufrido cambios.

Cada balance hídrico se ha realizado igualando la ecuación de entradas y salidas del sistema:

$$P + EA = ED + ETR + ESC_s + GW \pm \Delta V$$

donde P es la precipitación sobre la cuenca, EA es la entrada artificial de agua, ED es la evaporación directa desde la superficie de la laguna, ETR es la evapotranspiración real de la vegetación de la cuenca, ESC_s es la escorrentía superficial hacia otras cuencas, GW es el agua subterránea y ΔV es el volumen de incremento o disminución del almacenamiento en la laguna.

Los datos de base para el cálculo de los balances hídricos han sido los siguientes: medidas *in situ* de la entrada de agua artificial (con caudalímetro) y datos climatológicos de precipitación acumulada diaria (p) y temperatura media diaria (t) de la estación Vielha-Mijaran. Se han utilizado datos de las estaciones de Sasseuva y Bonaigua en casos de datos faltantes. Los datos de p y t han sido corregidos por la diferencia de altitud de cada una de las estaciones con el Estancho de Vilac. El factor de corrección para precipitación anual es de +30,1 mm cada 100 m, aplicado por Del Valle (1997) para la cuenca del río Ésera en Benasque, y de -0,49 °C cada 100 m para la temperatura diaria, según las recomendaciones de Lampre (2001).

Se ha calculado la evaporación directa anual de agua desde la superficie de la laguna a partir de la ecuación de Visentini (1963). Para calcular la evapotranspiración real primero se ha calculado la evapotranspiración potencial (ETP) mensual y anual según la ecuación de Thornthwaite (1984), que tiene en cuenta la temperatura media mensual (T) y la latitud a partir del índice calórico anual (I), un factor mensual (a) que depende de este y un factor f que depende de la localización.

A partir de la ETP se ha calculado la ETR que finalmente se utiliza en el balance de la cuenca, y el balance hidrometeorológico mensual se ha realizado según Thornthwaite para los requerimientos hídricos de la vegetación. Este método (Doorenbros y Kassam, 1979) tiene en cuenta una capacidad de retención de agua en el suelo (CAD) de 42 mm, calculada según la tipología del suelo en la cuenca, partiendo de una CAD media = 1,4 mm cm⁻¹ para suelos de textura media y considerando una profundidad máxima del sistema radicular (Z_r) de 30 cm.

Para el balance hidrogeológico de la cuenca, la *ETR* y la *P* se aplican a toda la superficie de la microcuenca del Estanho de Vilac, que tiene 11,37 ha, y la *ED* se aplica a la superficie de la laguna en cada periodo. El balance en la microcuenca se ha cerrado calculando el volumen de agua subterránea como única incógnita, ya que la cuenca es endorreica y no existen salidas de agua superficial. El agua que supuestamente se irá a recarga subterránea se trata como excedente.

Determinación del nivel de inundación

Para controlar las variaciones del nivel de agua de la laguna, se colocó una varilla metálica clavada en el fondo a una distancia de 2 metros de la entrada del canal del abrevadero. En las diferentes campañas se ha medido la distancia desde el extremo de la varilla hasta la superficie del agua, tomando la primera de ellas como el punto cero para evaluar los cambios de nivel. Se realizó el mismo tipo de observación tomando otro elemento de referencia (margen superior del canal de desagüe del abrevadero) para corroborar los datos. Se han recogido datos hasta 2018.

Estudio de la variabilidad en el ciclo de nutrientes

Durante el verano y otoño de 2014 se realizaron cuatro muestreos del agua del Estanho de Vilac y tres muestreos del agua de entrada artificial en la laguna. Los muestreos contemplan, entre otros, la recogida de datos fisicoquímicos (temperatura, turbidez, conductividad, pH y alcalinidad). La temperatura del agua se midió en un perfil de profundidad cada 0,5 m. Además, se colocó en la laguna un *data-logger* que mide la temperatura en continuo para conocer la fecha exacta de congelación y descongelación. La turbidez se midió con el disco de Secchi. La conductividad y el pH se determinaron en campo con una sonda manual multiparamétrica y en laboratorio. La alcalinidad se determinó mediante titulación potenciométrica automática de Gran.

La recogida de agua, tanto del caño de entrada como de la laguna, se realizó siguiendo protocolos estandarizados (ACA, 2005, 2006). En la laguna, los muestreos se llevaron a cabo siempre en el lugar más profundo y tomando muestras representativas de toda la columna de agua.

En todas las muestras se analizaron los principales nutrientes: nitrato (NO_3^-), amonio (NH_4^+), fosfato (PO_4^{3-}), fósforo total (TP) y nitrógeno total (TN) siguiendo los métodos recomendados por Ventura *et al.* (2000). El NO_3^- se determinó por electroforesis con CIA-4000; el NH_4^+ por espectrofotometría con el método del fenol-hipoclorito; el PO_4^{3-} , con el método de tinción verde de malaquita; el TN se determinó por digestión de persulfato seguida de espectrofotometría ultravioleta, y el TP se oxidó a fosfato mediante digestión con ácido persulfato.

Del agua de la laguna se tomaron muestras para analizar la clorofila *a*, *b* y *c* (*Chl a*, *Chl b*, *Chl c*) y evaluar la biomasa fitoplanctónica. Se procedió al filtrado con filtro GF/F de 47 mm hasta la saturación, y se anotó el volumen (volumen mínimo de 2,5 l). La clorofila se extrajo por sonicación con 5 ml al 90 % de acetona y se midió con es-

pectrofotómetro. Las concentraciones de clorofila se calcularon con las ecuaciones de Jeffrey y Humphrey (1975).

Se ha estimado la relación molar DIN/TP (DIN es el nitrógeno inorgánico disuelto) recomendada por Bergstrom (2010) como uno de los factores que se pueden relacionar con la biomasa de fitoplancton.

Se han estudiado las entradas principales de nitrógeno y de fósforo considerando el aporte de la lluvia directa sobre la laguna y sobre la cuenca, los aportes que llegan a través de la entrada de agua artificial y los aportes derivados de la presencia de ganado equino en la cuenca.

La concentración de DIN (en forma de NO_3^- y NH_4^+) que llega a través de la lluvia se ha tomado de estudios que incluyen la zona de Viella (Catalan y Camarero, 1994). La de TP en la lluvia se ha tomado de Camarero y Catalan (2012). La cantidad de N y P que pueden aportar los excrementos de ganado equino se ha tomado de estudios agrícolas (Iglesias, 1995; Boixadera *et al.*, 2000). Por último, se han utilizado las medias de DIN, TN, TON, TOP y TP de los muestreos realizados en la entrada artificial de agua a la laguna.

Para calcular la entrada anual de nitrógeno y fósforo en el Estanho de Vilac desde aportes en la cuenca (no directos al agua), se ha tenido en cuenta que no todos los nutrientes que entran en la cuenca van a parar a la laguna, sino que una parte queda retenida por la vegetación. Esto ocurre en unos porcentajes que dependen del período vegetativo; para el nitrógeno, además, se ha visto que depende del estado en el que se encuentra (orgánico o inorgánico). Los porcentajes para estos cálculos se han tomado de Iglesias (1995) y se han aplicado a los aportes estimados para el ganado equino (Iglesias, 1995; Boixadera *et al.*, 2000) y a la cantidad de nitrógeno y fósforo inorgánico de la precipitación media sobre la cuenca (Catalan y Camarero, 1994; Camarero y Catalan, 2012).

ESTUDIO DE LA VARIABILIDAD EN LA BIODIVERSIDAD DEL ESTANHO DE VILAC

Para valorar la variabilidad en la biodiversidad del Estanho de Vilac y la importancia de los factores antropogénicos que le afectan, se han realizado análisis desde dos puntos de vista. Por una parte, se ha estudiado la comunidad de truchas introducidas en la laguna y su contenido estomacal con el fin de valorar la composición de su dieta, ya que a partir de los resultados obtenidos en otros estudios (Knapp, 2001; Jones y Sayer, 2003) se consideró que la depredación por parte de *Salmo trutta* de ciertos grupos puede ser uno de los factores determinantes en la pérdida de biodiversidad del Estanho de Vilac. Por otra parte, se ha realizado un análisis temporal de los muestreos llevados a cabo con el proyecto LIFE+ LimnoPirineus sobre varios grupos indicadores: macroinvertebrados litorales, anfibios y crustáceos. Se han analizado estos datos en referencia a la presencia de las truchas introducidas y, en el caso de los crustáceos, además se ha analizado la comunidad con respecto a la biomasa de fitoplancton, utilizando la clorofila *a* como subrogado de la biomasa.

Actuaciones con los peces introducidos

Las truchas detectadas durante el período de estudio habían sido introducidas en el lago muy probablemente en 2011. Como uno de los objetivos del proyecto LIFE+ LimnoPirineus es erradicar los peces introducidos de lagos de alta montaña, la empresa Sorelló, socia del proyecto, actuó en este sentido mediante la instalación de redes de muestreo (red multimalla; estándar nórdico de pesca). En julio de 2014 se había realizado una primera pesca en el Estanho en la que ya se extrajeron seis ejemplares. En una segunda pesca en octubre del mismo año se estimó que se habían eliminado casi todos los ejemplares, y en julio de 2015 se recuperó el último ejemplar con una nueva colocación de la malla.

Los 18 ejemplares capturados fueron pesados, medidos y destripados. El estómago y los intestinos de cada una de las truchas se conservaron primero congelados y posteriormente en etanol para su análisis. Para poder valorar el efecto de *Salmo trutta* sobre la biodiversidad de la laguna, se estudió el contenido estomacal de 12 individuos. En el laboratorio se procedió a la limpieza y separación de estos contenidos estomacales y a la identificación y el conteo de organismos, lo cual se realizó con un estereomicroscopio de 6 a 40 aumentos. Para la identificación de macroinvertebrados, tanto de los estómagos de las truchas como del bentos, se utilizó la guía ilustrada de identificación de Puig (1999).

Muestreo y análisis de la variabilidad en grupos indicadores

El análisis temporal de las abundancias para cada uno de los grupos indicadores se realizó a partir de los datos recogidos a partir de junio de 2014 y, en el caso de los anfibios, también con información anterior a la introducción de peces en el Estanho (2008-2013). Los datos disponibles y los tipos de muestreo y análisis realizados en cada grupo fueron los siguientes:

Anfibios: Se han analizado datos de 16 censos efectuados durante los distintos años de duración del proyecto. En todos los casos, el muestreo consiste en contajes de número de individuos en cinco transectos de 2 m cada uno, representativos de los hábitats del litoral de la laguna. Si se dispone de distintos censos durante un mismo año, se ha utilizado el dato de mayor magnitud.

Macroinvertebrados bentónicos: Se han analizado cuatro campañas de muestreo (julio, agosto, septiembre y octubre de 2014). El muestreo de este grupo se ha realizado siguiendo una metodología de barrido manual desde la orilla (*littoral stripe-sampling*) con el fin de evitar daños al macrófito *Luronium natans* (20 barridos de 1 m x 0,4 m). Las muestras de bentos recogidas se han pasado por un tamiz de 1 mm y se han realizado los recuentos con un estereomicroscopio de 6 a 40 aumentos.

Crustáceos: Se han analizado seis campañas de muestreo (julio, agosto, septiembre y octubre de 2014 y junio de 2015). Para ello se han filtrado muestras representativas de toda la columna de agua utilizando una red cónica de 200 µm. Posteriormente se han separado las muestras bajo microscopio.

Muestreo y análisis de la población de *Luronium natans*

La población de *Luronium natans* se ha diferenciado en tres subpoblaciones según la profundidad de enraizamiento. La que ocupa la parte interna de la laguna (subpoblación C), la que se desarrolla en la zona inundada con profundidades entre 10 y 100 cm (subpoblación B), y la establecida en el margen perimetral, que puede estar temporalmente emergida (subpoblación A).

Para las subpoblaciones A y B se ha realizado un muestreo con el fin de determinar su tamaño al inicio del proyecto (2014) y en los años posteriores a la modificación del caudal de entrada de agua (2016-2019). Para ello se han considerado de 10 a 14 muestras en cada zona, cada una correspondiente a una superficie de 50 x 50 cm materializada por un cuadrado de metal, y se ha contado el número de rametos de *Luronium natans* incluidos en el cuadrado. Las muestras se han repartido regularmente espaciadas y aleatorias, siguiendo el margen de la laguna. Para la subpoblación C se ha realizado una estimación del área cubierta por la planta a partir de su abundancia en cuadrados de 50 x 50 cm dispuestos sobre la superficie del agua (valores de 1 a 4 según ocupación de los 4 cuadrantes). Estas muestras cuadradas se distribuyeron aleatoriamente 10 veces por la zona C. También se hizo una estimación inicial (2014) por biomasa.

La fenología se ha seguido a partir del mismo número de muestras y con la misma disposición que las utilizadas para valorar el tamaño de la población. A lo largo del período vegetativo, desde mayo a septiembre (octubre), se han efectuado visitas mensuales en los años 2014, 2015 y 2016 y se han realizado visitas más espaciadas desde 2017 hasta 2019. Se han diferenciado las diversas formas de crecimiento vegetativo (hojas basales lineares, hojas basales espatuladas y hojas elípticas flotantes) y reproductivo (flor, fruto). No se han establecido muestras de carácter permanente por el rápido cambio del medio al quedar descubierto de agua. Se ha considerado también el buen o mal estado de crecimiento y las perturbaciones directas sobre la población (ganado, frecuentación turística y eventos ocasionales). Paralelamente se ha evaluado la extensión de *Potamogeton berchtoldii*, que compite directamente con *L. natans*.

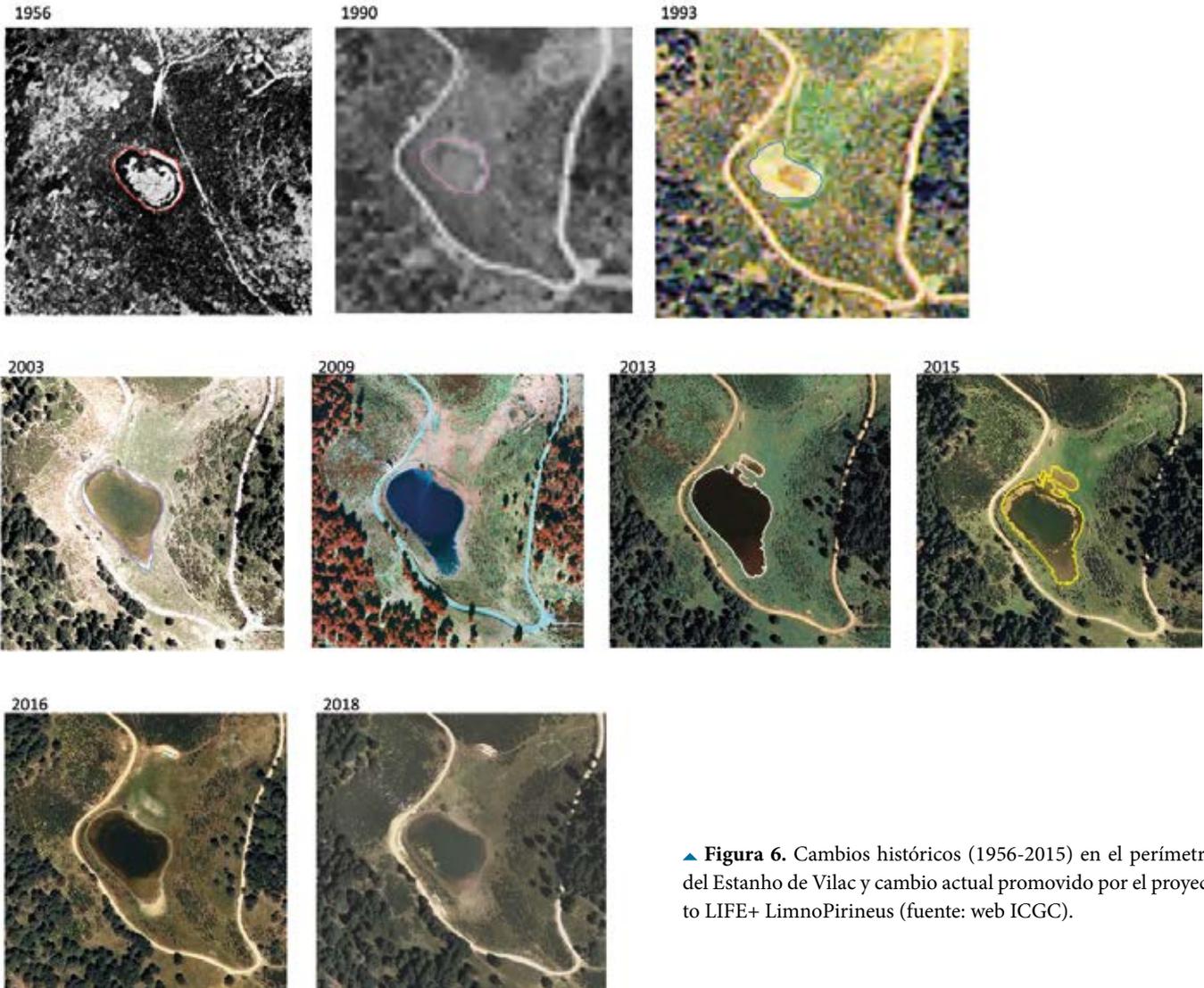
Con el objetivo de comprobar la persistencia de frutos y semillas en el sedimento del lago, en otoño de 2014 (10/10/2014) se realizó un muestreo del sedimento de la zona inundada. Se recogieron un total de 16 muestras (10 cm de la parte superior de un cilindro de sedimento extraído con una sonda cilíndrica de 7,5 cm de diámetro) repartidas en diferentes puntos de profundidad. No se muestreó la zona litoral por ser un espacio de nueva colonización en el cual no ha habido floración ni fructificación alguna de la especie. De la muestra recogida se seleccionaron los 10 cm superficiales y se almacenaron en congelador hasta el momento de su estudio. Cada muestra fue lavada y tamizada para retener los componentes del sedimento que tenían un tamaño similar al de los frutos o semillas (*Luronium natans* produce aquenios monospermos). Una vez seca esta fracción, se separaron las semillas bajo estereomicroscopio y se efectuó su recuento.

RESULTADOS

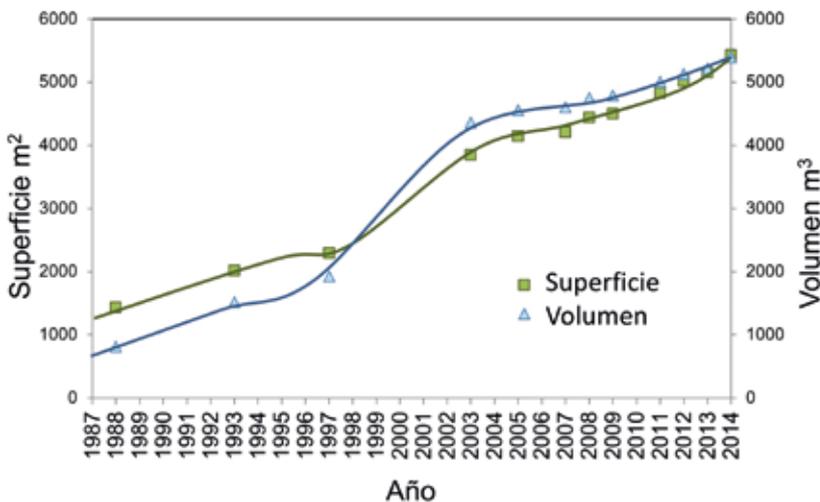
Variabilidad hidrológica: balance hídrico

El Estancho de Vilac ha sufrido cambios hidrológicos muy patentes (figura 6) que se han podido determinar con el

análisis de las fotografías aéreas históricas que el ICGC (<http://www.icc.cat/vissir3>) ha recopilado. La cartografía de la variación del perímetro de la laguna permite, junto al balance hídrico, representar la evolución histórica de la superficie y el volumen estimados (figura 7).

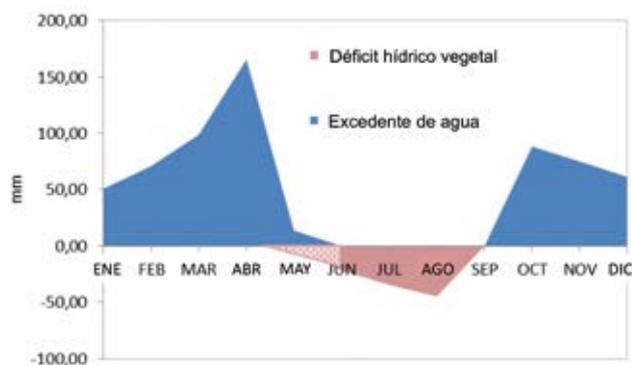


▲ **Figura 6.** Cambios históricos (1956-2015) en el perímetro del Estancho de Vilac y cambio actual promovido por el proyecto LIFE+ LimnoPirineus (fuente: web ICGC).



◀ **Figura 7.** Evolución histórica de la superficie y del volumen en el Estancho de Vilac.

Los balances hidrometeorológicos revelaron una evapotranspiración real (ETR) promedio de $395,3 \pm 65,1$ mm/año. Esto supone un 78 % de la ETP ($504,38$ mm/año), lo que es coherente con estudios climatológicos realizados en el Pirineo aragonés (Lampre, 2001). La precipitación promedio (P) entre 2003 y 2014 ha sido de $1.112,68 \pm 184$ mm/año y la evaporación directa desde la superficie de la laguna (ED) muestra un promedio de $842,26 \pm 64,3$ mm/año. La vegetación en la cuenca normalmente sufre estrés hídrico de 2 a 3 meses al año entre junio y agosto, y a partir de septiembre-octubre se produce excedente hídrico (figura 8).



▲ **Figura 8.** Balance hidrometeorológico en un año medio (balance 2011-2012) con indicación de los períodos de excedente y de estrés hídrico vegetal.

Aplicando los resultados de los balances hidrometeorológicos a la cuenca del Estancho de Vilac y teniendo en cuenta ahora también la entrada de agua artificial en la laguna, obtenemos que P es la principal entrada del balance en la cuenca ($129,75 \pm 21,01$ hm³ anuales) y GW es la principal salida ($98,55 \pm 17,09$ hm³ anuales). La EA es un valor constante que representa un 12 % de las entradas ($17,86$ hm³ anuales). Tiene un caudal de $0,89 \pm 0,127$ l/s durante los 232 días en los que el agua no está congelada. Tomando la P como valor de referencia, la EA supone un 14,06 % de P. La ETR representa un 35 % de la P y un 30,7 % de las salidas del balance ($45,08 \pm 7,32$ hm³ al año). En la figura 9 se representa el reparto de los componentes del balance en porcentajes de entradas y salidas totales.



El almacenamiento medio de agua superficial en la laguna (ΔV) es un valor muy pequeño del balance (0,1 %), pero siempre es positivo, lo que da lugar a un aumento constante del volumen de esta. La ED representa solo un 2,6 % de las salidas del balance, pero es un $78,6 \pm 4,24$ % del volumen de la laguna ($3,88 \pm 0,44$ hm³ al año). El excedente (EXC) representa el 66,6 % de las salidas del balance y el 75,9 % de P y se argumenta que su destino es principalmente a la recarga de acuíferos (GW).

Variabilidad química. Entrada de nutrientes

Según los datos recogidos, el agua del Estancho de Vilac tiene una conductividad media de $113,2$ μ S/cm y un pH medio de 8,59. La temperatura del agua varía mucho a lo largo del año. Se mantiene bajo cero desde mediados de noviembre hasta finales de marzo y se ha medido un valor máximo durante los muestreos de $22,3$ °C. La media es de $15,98$ °C. El agua de entrada artificial al Estancho se congela en la misma época que este, pero el resto del año se mantiene a una temperatura constante de $12,5$ °C y tiene unos valores de conductividad y de pH similares a los del Estancho ($168,2$ μ S/cm 8,6 u. de pH). Térmicamente, la laguna está libre de hielo 7,74 meses al año (232,25 días), y se congela aproximadamente a mediados de noviembre y se descongela a finales de marzo. La temperatura máxima no suele sobrepasar los 25 °C. En los cuatro muestreos realizados, el disco de Secchi indicó que la luz penetra hasta el fondo de la laguna (2,7 m).

El contenido promedio de los principales compuestos de nitrógeno y fósforo tanto en el agua del Estancho como en la entrada artificial se pueden ver en la tabla 1, donde se aprecian diferencias notables entre la composición de ambos, sobre todo en cuanto al contenido en nitratos.

		TON μg N/l	NO ₃ ⁻ μg N/l	NH ₄ ⁺ μg N/l	TN μg N/l	DIN μg N/l	TOP μg P/l	PO ₄ ³⁻ μg P/l	TP μg P/l
Entrada artificial	Promedio	0,00	378,62	1,51	313,35	380,13	0,65	0,78	1,42
	Desv. est.	0,00	105,48	2,10	138,43	105,77	0,77	0,03	0,79
Estancho	Promedio	397,08	5,98	5,13	406,54	11,11	15,86	2,79	18,65
	Desv. est.	130,83	3,24	5,32	132,16	8,56	8,34	1,89	9,96

▲ **Tabla 1.**

Concentración media de compuestos de N y P en el agua de entrada artificial a la laguna y en la propia laguna.

El agua de entrada por el caño tiene una concentración de NO₃⁻ media de 379 μg/l, mientras que la del Estancho es de tan solo $5,98$ μg/l. En cuanto al fósforo, las diferencias son menos acusadas, pero la concentración es mayor en el agua de la laguna, tanto de PO₄³⁻ como, sobre todo, de fósforo orgánico total (TOP). También hay diferencias en el nitrógeno orgánico total (TON). Mientras la entrada de agua no presenta nitrógeno orgánico, el agua de la laguna tiene una concentración media de $379,08$ μg/l.

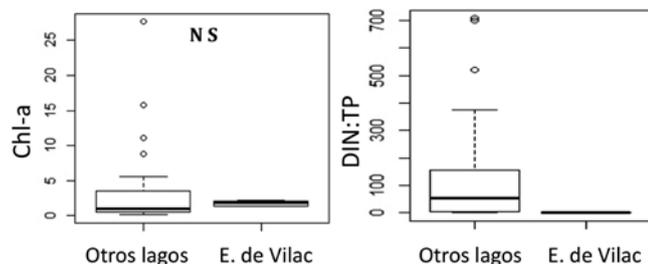
◀ **Figura 9.** Reparto en porcentajes del balance de las entradas y salidas de agua en el sistema.

La relación DIN/TP podría indicar limitación en la producción primaria del Estancho en relación con alguno de los nutrientes (nitrógeno o fósforo) (Bergstrom, 2010). Los valores encontrados en el Estancho se presentan en la tabla 2.

Fecha	DIN/TP	Limitante
16/07/2014	2,2	P
07/08/2014	1,1	N
15/09/2014	1,5	Límite
10/10/2014	2,1	P
17/06/2015	0,6	N

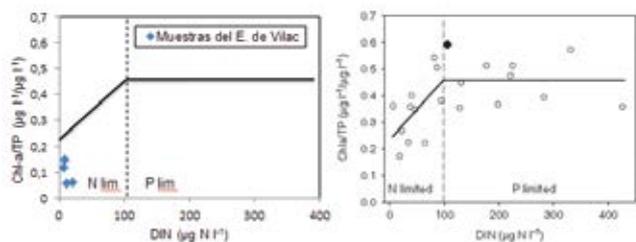
▲ **Tabla 2.** Factor limitante de la producción de fitoplancton según la relación DIN/TP (Bergstrom, 2010) en las muestras de agua del Estancho.

Se ha encontrado una concentración de clorofila *a* de unos valores entre 1,19 $\mu\text{g/l}$ y 2,18 $\mu\text{g/l}$ que no son significativamente diferentes ($P = 0,262$; test de Mann-Whitney-Wilcoxon) del resto de lagos del proyecto LIFE+LimnoPirineus (40 lagos de diferentes características), aunque son relativamente bajos en comparación con estos (figura 10 izq.). Si comparamos la relación DIN/TP del Estancho de Vilac con la del resto de los lagos del proyecto, vemos que los valores en este caso sí que son significativamente diferentes a los del conjunto ($P = 0,0218$; test de Mann-Whitney-Wilcoxon) y que son más bajos que la mayoría de ellos (figura 10 der.).



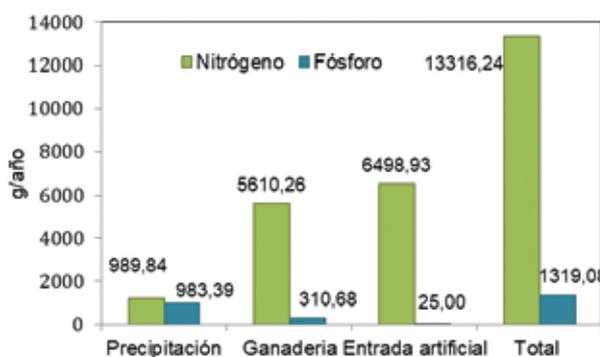
▲ **Figura 10.** Resultado del Test de Mann-Whitney-Wilcoxon para muestras no pareadas: NS = no significativo; * $P < 0,05$; ** $P < 0,005$; *** $P < 0,001$.

Si comparamos la relación entre biomasa de fitoplancton, TP y DIN con otros estudios realizados en el Pirineo (Camarero y Catalan, 2012), las muestras del Estancho de Vilac se situarían en unas condiciones de limitación por N, con muy poca *Chl a* y DIN en relación con el TP (figura 11).



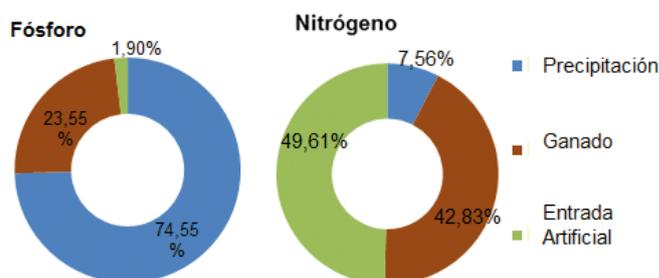
▲ **Figura 11.** Relación entre biomasa fitoplanctónica, TP y DIN para las muestras del Estancho de Vilac (izquierda) comparada con los estudios de Camarero y Catalan (2012).

Además de la entrada de agua artificial, otras fuentes de entrada de nitrógeno y fósforo en el Estancho pueden ser la precipitación y la presencia de ganado equino. Se han calculado las entradas para toda la microcuenca del Estancho tomando como período de referencia un año y se han obtenido los resultados que se pueden ver en la figura 12.



▲ **Figura 12.** Cantidad estimada de nitrógeno y fósforo inorgánico que entra en el Estancho de Vilac en un año por diferentes vías.

El origen de las entradas de nutrientes en cuanto a porcentaje de la entrada total se puede ver en la figura 13. En cuanto a la entrada principal de fósforo, un 75 % se produce a través de la lluvia, mientras que la de nitrógeno es en un 92 % de origen antrópico local. Un 49,6 % procede de la entrada artificial de agua y un 42,8 % de las deposiciones del ganado presente en la cuenca que la vegetación no llega a retener. Hay que considerar que para el ganado se ha propuesto una postura conservadora: se han contabilizado 30 caballos pastando un solo mes en verano en la zona, que solo la mitad de las defecaciones son en la microcuenca del Estancho y que gran parte es retenida por la vegetación (Iglesias, 1995).



▲ **Figura 13.** Origen de los nutrientes que entran en el Estancho de Vilac según porcentaje de entradas.

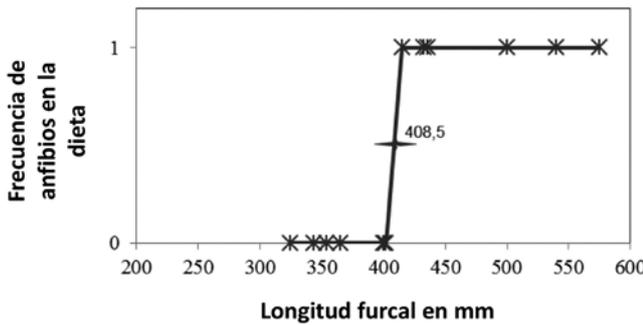
Variabilidad en la biodiversidad

A. Contenido estomacal de peces introducidos

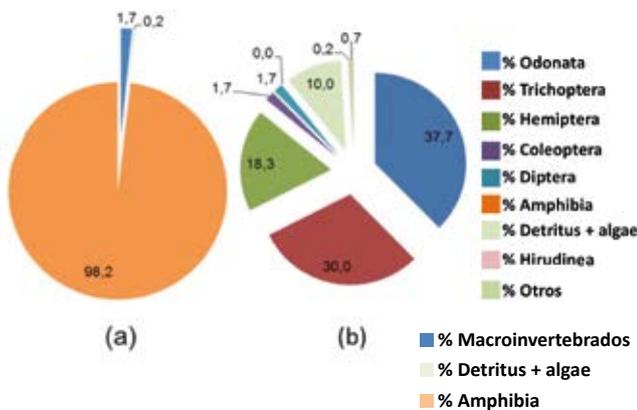
Se sabe que las truchas del Estancho de Vilac fueron introducidas probablemente en 2011. La edad de las truchas fue determinada por los otolitos de su oído interno (te-

nían 3 años en 2014) y la relación peso-longitud de muchos individuos convergía en un mismo valor, lo cual es coherente con el hecho de tener ejemplares de la misma edad. A pesar de su corta edad, algunas de las truchas pescadas alcanzaban un tamaño y un peso considerables (> 50 cm y > 3 kg).

El análisis de la composición estomacal de las 12 truchas pescadas en la campaña de octubre de 2014 reveló que su dieta principal constaba de macroinvertebrados y anfibios. Se ha observado una gran diferencia entre la dieta de unas truchas y otras. Algunos individuos parecen alimentarse solamente de macroinvertebrados y otros prácticamente solo de anfibios, y esto parece estar relacionado con su tamaño. En la figura 14 se puede ver cómo la función logística indica que los ejemplares de *S. trutta* de pequeño tamaño se alimentan casi exclusivamente de macroinvertebrados hasta alcanzar una medida crítica media de 408,5 mm. En cuanto superan esa longitud, los anfibios pasan a ser su presa preferente y llegan a representar prácticamente el 100 % de la dieta (figura 15a). Se han contabilizado hasta cuatro anfibios a la vez en el estómago de una sola trucha. En los análisis se ha encontrado mayor cantidad de individuos (o partes de ellos) que pertenecen al orden *Anura* que los que pertenecen al orden *Caudata*.



▲ **Figura 14.** Función logística para la longitud furcal en mm de *Salmo trutta* a partir de la cual aparecen anfibios en el contenido estomacal.



▲ **Figura 15.** (a) Composición promedio de la dieta de ejemplares grandes de *Salmo trutta* (LF > 408 mm) introducidos en el Estancho de Vilac. Los macroinvertebrados incluían odonatos, tricópteros y coleópteros. (b) Composición promedio de la dieta de ejemplares pequeños de *Salmo trutta* (LF < 408 mm) introducidos en el Estancho de Vilac.

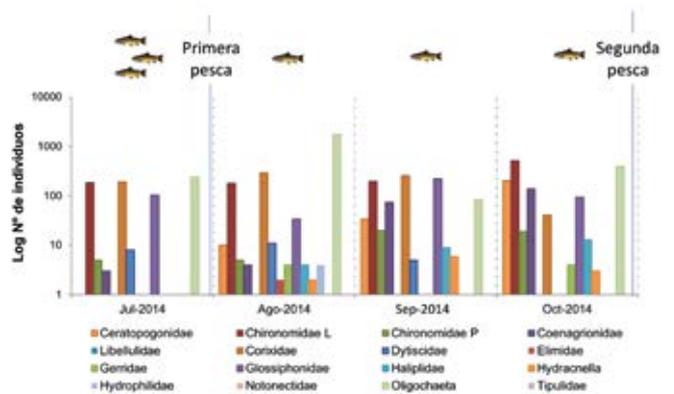
En cuanto a los macroinvertebrados encontrados en los estómagos de las truchas pequeñas (figura 15b), podemos decir que el contenido estomacal mayoritario lo componen los órdenes *Odonata* (37,7%), *Trichoptera* (30%) y *Hemiptera* (18,3%). Otros órdenes que aparecieron en menor proporción son *Diptera*, *Coleoptera* e *Hirudinea*. Se encontraron también crustáceos y algún invertebrado terrestre. Este tipo de contenido se ha contabilizado como «Otros». Tanto en peces grandes como en peces pequeños aparecieron algas y sedimentos, en ocasiones en cantidad considerable, aunque se cree que fueron recogidos de forma involuntaria al atrapar otras presas.

En el caso de los anfibios, la identificación de las muestras solo se ha podido realizar a nivel de orden, ya que la mayoría se encontraban en avanzado estado de digestión. En la identificación de macroinvertebrados, sin embargo, sí se ha podido llegar al nivel de familias y subfamilias en algunos de los casos. Sabemos que la mayoría de los hemípteros presentes en la dieta de las truchas son heterópteros de la familia *Corixidae* y que todos los dípteros encontrados eran de la familia *Chironomidae*. De esta familia se encontraron tanto pupas como larvas, que se contabilizaron por separado con el fin de comparar los resultados con los muestreos del bentos. Las larvas eran mayoritariamente de la subfamilia *Orthocladinae*, mientras que en las pupas dominaba la subfamilia *Tanytopodinae*.

B. Análisis temporal de macroinvertebrados

En la mayoría de los casos de los contajes de macroinvertebrados litorales muestreados en el bentos del Estancho de Vilac se ha podido llegar a identificar el nivel de familia, con la excepción de los ácaros y oligoquetos, que se han contabilizado al nivel de subclase.

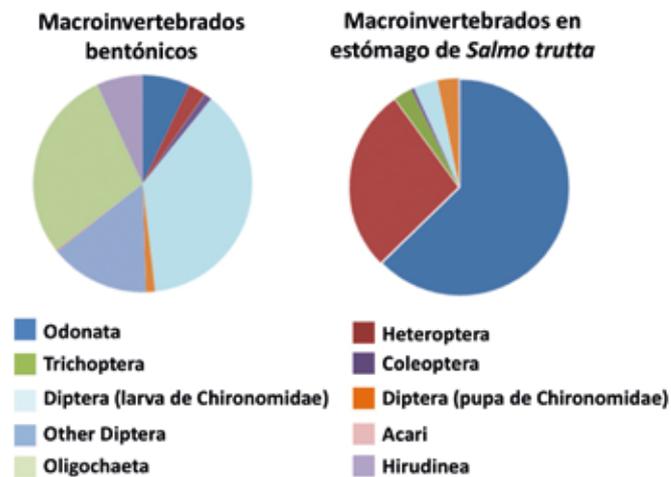
En la figura 16 se representa la evolución de la abundancia de individuos de las familias/subclases en el tiempo mediante diagramas de barras y se hace referencia a las pescas de *Salmo trutta* realizadas. Las abundancias se han representado en escala logarítmica a fin de que sean visibles todos los valores. En agosto hubo una explosión de oligoquetos que después desaparecieron.



▲ **Figura 16.** Evolución de la composición de la comunidad de macroinvertebrados de julio a octubre de 2014 expresada en abundancias (en 8 m² de muestreo).

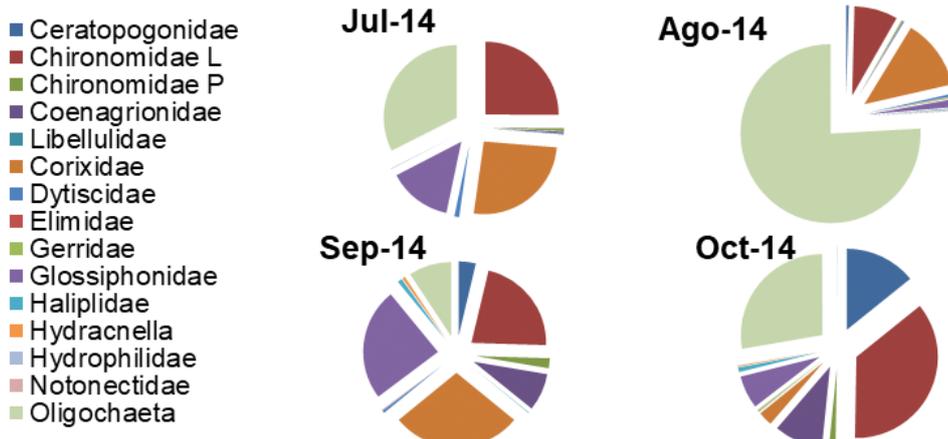
Todas las muestras de macroinvertebrados han sido recogidas en un ambiente con truchas, aunque en julio de 2014 la presión de estas debía ser mayor al no haberse realizado ninguna pesca. En este caso no se cuenta con muestreos posteriores a la segunda pesca, lo que hace difícil la evaluación de los cambios en la composición con respecto a la presencia de truchas. Sin embargo, podemos comparar el muestreo de octubre de macroinvertebrados con los contenidos estomacales de las truchas pequeñas que se alimentan de ellos, ya que el muestreo se realizó apenas unos días antes de la segunda pesca de truchas.

La figura 17, donde se compara la frecuencia de los grupos de macroinvertebrados en las muestras de bentos y en las de estómagos de trucha, revela una gran diferencia entre ellas que nos muestra la selección de las presas ejercida por las truchas.



▲ **Figura 17.** Frecuencias relativas comparadas entre los macroinvertebrados bentónicos muestreados en la laguna y en los estómagos de seis truchas.

Volviendo a la composición del bentos, en la figura 18 se representa la evolución de la abundancia relativa de cada familia/subclase en las muestras mediante porcentajes. Se pueden ver claras diferencias en el tiempo, pero estas pueden deberse a cambios estacionales en los grupos taxonómicos.



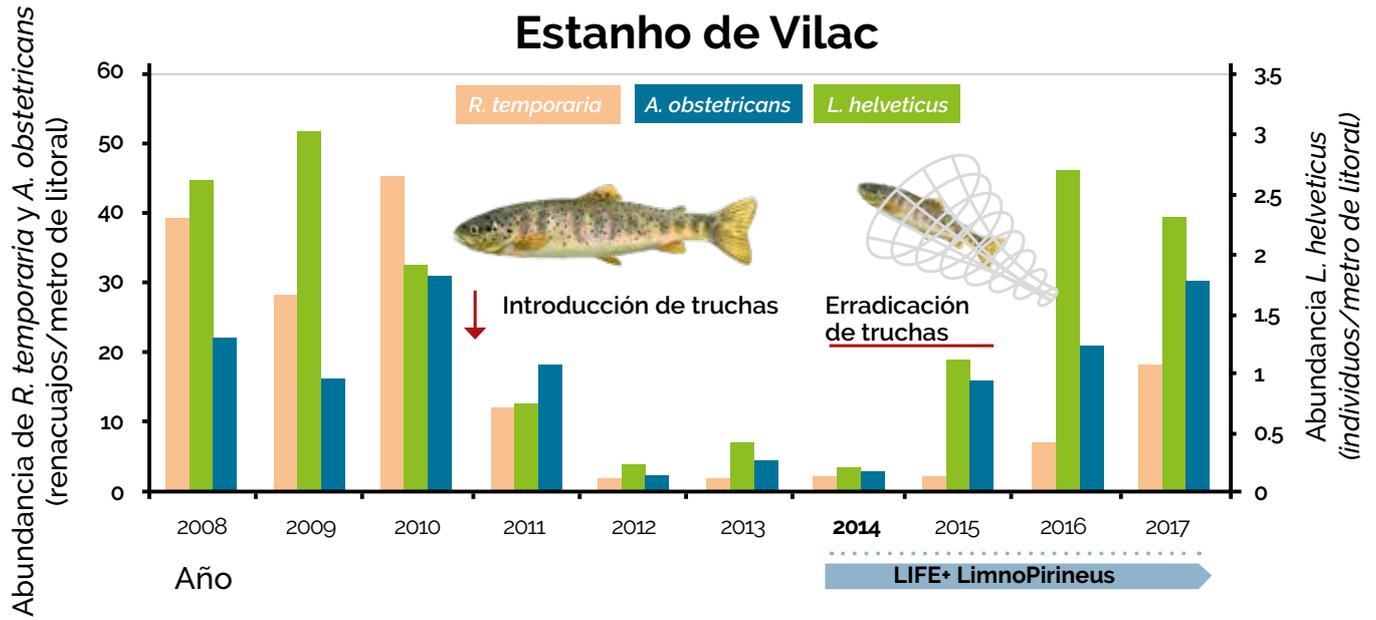
◀ **Figura 18.** Evolución de la composición de la comunidad de macroinvertebrados de julio a octubre de 2014 en cuanto a abundancia relativa de las familias/subclases en la muestra.

Algunas familias de macroinvertebrados presentan aumentos puntuales de abundancias, lo cual puede deberse a eclosiones estacionales, como sería el caso de los oligoquetos que tienen un aumento muy notable en agosto y una posterior disminución acusada. Otros casos similares serían la familia de heterópteros *Corixidae* en agosto-septiembre y la familia de hirudíneos *Glossiphoniidae* en septiembre.

Hay cuatro familias en las que se observa un aumento progresivo de la abundancia relativa no atribuible a la estacionalidad. Estas son los dípteros *Ceratopogonidae* (pasan de un 0 % en la muestra de julio a un 14 % en octubre) y *Chironomidae*, especialmente los individuos en estado larvario, que pasan de un 25 % en la muestra de julio a un 36 % en octubre. La familia de odonatos *Coenagrionidae* pasa de ser un 0,4 % en julio a ser un 9,6 % en octubre y la familia de coleópteros *Haliplidae* aumenta de forma ligera pero progresiva y pasa del 0 % al 0,9 %. En los estómagos de las truchas solo se encontraron en proporción abundante odonatos y quironómidos, por lo que no todos estos cambios se pueden explicar a partir de una menor presión por parte de las truchas. Un dato que llama la atención al respecto es la ausencia casi total de *Trichoptera* en las muestras de bentos, cuando en las truchas es una presa habitual.

C. Análisis temporal de la abundancia de anfibios

La incorporación de datos recogidos en proyectos previos nos permite comprobar que las truchas introducidas causaron un descenso importante de las densidades, del 90-95 % dependiendo de la especie, de anfibios presentes en el lago, que incluyen los anuros de interés europeo *R. temporaria* y *A. obstetricans*, así como el urodelo *L. helveticus* (figura 19). Una vez capturadas estas truchas por el equipo de trabajo del proyecto LIFE+ LimnoPirineus, las poblaciones de anfibios se han recuperado rápidamente y se están manteniendo en niveles excelentes durante todo el desarrollo del proyecto (figura 19).



▲ **Figura 19.** Evolución de la composición de la comunidad de anfibios del Estancho de Vilac. Se representa la abundancia estimada de larvas o adultos por unidad de longitud de litoral.

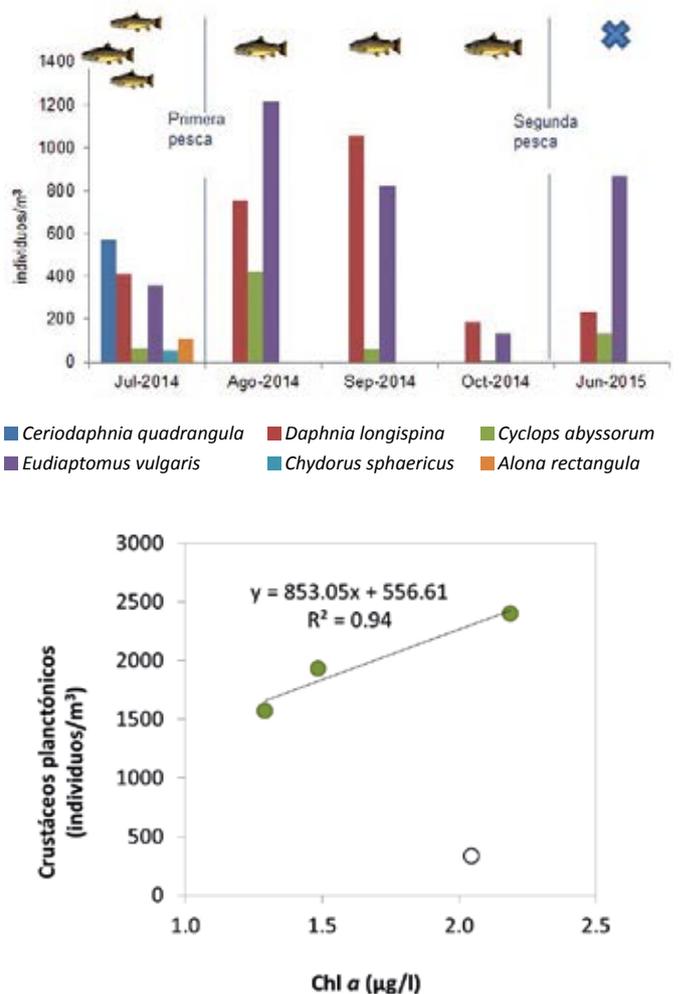
En el estómago de las truchas capturadas en la segunda pesca se habían identificado los dos órdenes (anuros y urodelos), aunque no se ha podido llegar al nivel de las especies dado el grado de descomposición de los anfibios.

D. Análisis temporal de la abundancia de zooplancton

En el caso de los crustáceos se tiene una muestra de la comunidad de crustáceos anterior a las pescas (julio 2014), una de después de haber eliminado todos los peces (junio de 2015) y dos muestras intermedias de la situación con peces, pero posteriores a la primera pesca.

Tal y como se puede observar en la figura 20a, que presenta la evolución en la comunidad de crustáceos, la primera muestra presentaba individuos de tres especies que no se han vuelto a detectar en muestreos posteriores (*Ceriodaphnia quadrangula* O. F. Müller, 1785; *Chydorus sphaericus*, O. F. Müller, 1776, y *Alona rectangula* Sars, 1861). Las tres especies no detectadas después de la pesca de truchas tienen en común la preferencia por aguas eutróficas.

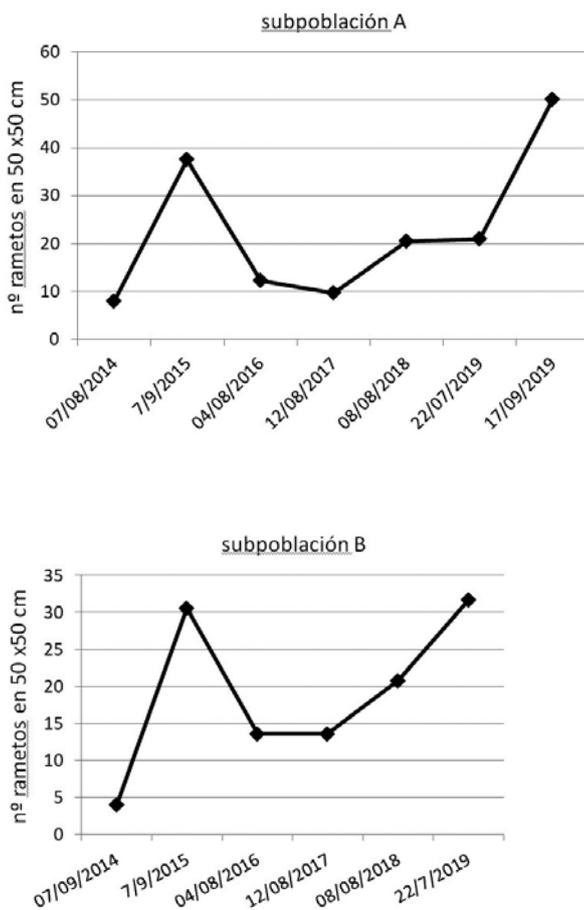
Uno de los factores que puede estar más relacionado con la abundancia de crustáceos es la biomasa de algas. En la figura 20b se representa la concentración de clorofila *a* (subrogando la biomasa de algas) frente a la abundancia de crustáceos. Los resultados indican que entre los meses de julio y septiembre hay una relación positiva entre la biomasa de algas y la abundancia de crustáceos, lo que indica que la abundancia de los crustáceos está relacionada con la disponibilidad de alimento. En octubre la abundancia de crustáceos baja drásticamente probablemente debido a la fenología propia de estas especies, ya que pasan el invierno en formas de resistencia.



▲ **Figura 20.** Evolución de la composición de la comunidad de crustáceos del Estancho de Vilac. (a) Se representa el número de individuos de cada especie estimados por metro cúbico. (b) Relación de la biomasa del fitoplancton estimada a partir de la clorofila *a* con la abundancia total de crustáceos del plancton entre julio y septiembre (puntos verdes). En octubre, la relación con el fitoplancton se pierde debido a la estacionalidad de los crustáceos.

E. Análisis temporal de la población de *Luronium natans*

La población de *Luronium* ha sido seguida desde julio de 2014 hasta setiembre de 2019. De las tres subpoblaciones diferenciadas, únicamente hemos podido establecer un seguimiento continuado de las subpoblaciones A (margen perimetral de la laguna y áreas emergidas temporalmente) y B (zona inundada de baja profundidad). Las muestras tomadas reflejan la situación de localización en cada momento de muestreo (zona A o B), a pesar de no tener el mismo emplazamiento. El retroceso de la laguna a partir del momento en que se cierra el aporte artificial de agua modifica la situación de los cuadrados de muestreo. En la figura 21 se observa que se produce un aumento del número de individuos del conjunto de la población a inicios de setiembre de 2015, 11 días después del cierre del aporte artificial de agua para realizar las obras de instalación de un nuevo abrevadero. El nivel del agua ha descendido ya algunos centímetros (figura 22) y deja al descubierto una zona con una población extensa de formas anfibias de *Luronium*, y también mejora la densidad de la subpoblación inundada. El muestreo de 2016 muestra una fuerte disminución de la densidad, que se recupera lentamente en los años sucesivos.



▲ **Figura 21.** Evolución de la población de *Luronium natans* de acuerdo con los muestreos realizados entre julio de 2014 y julio de 2019 en las subpoblaciones A y B, evaluadas según el número de rametos por 0,25 m².



▲ **Figura 22.** Evolución del nivel de agua entre julio de 2014 y julio de 2019.

En lo que se refiere al desarrollo del ciclo fenológico de la población, al no ser posible marcar individuos, los datos se refieren a observaciones basadas tanto en las muestras de evaluación de las densidades como en el conjunto de las diferentes subpoblaciones.

La subpoblación A, escasamente desarrollada en 2014 y ampliamente extendida en los años sucesivos, se ha mantenido siempre vegetativa. No se ha observado nunca ni flor ni fruto. Su estado de crecimiento es variable según la humedad del suelo, y muestra tamaños más grandes sobre limos con agua a nivel superficial o freáticos altos (suelos saturados) y formas de menor desarrollo en suelos más secos. La situación de *Luronium natans* sobre estos sustratos emergidos recientemente del agua es muy vulnerable al pisoteo y a las perturbaciones ocasionadas por el ganado, especialmente el equino, tanto por su peso como por la tendencia a revolcarse y a chapotear. Desde el control de la inundación iniciado en 2016 la subpoblación B ha ido desplazándose hacia el centro de la laguna a medida que el nivel de esta descendía. En setiembre de 2019 formaba una densa corona de rosetas de hojas que cubrían una amplia extensión del fondo de los márgenes del Estancho.

La subpoblación B mostraba hojas flotantes y algunas rosetas con hojas basales lineares durante los primeros años de muestreo (2014-2016). En las zonas con menor inundación se observó una actividad expansiva notable de la planta, que emitía estolones y nuevas rosetas. En zonas más profundas se mantienen los brotes con hojas largamente pecioladas con tendencia a disminuir en tamaño y vitalidad. Esta zona está afectada por perturbaciones ocasionales del ganado (entran a beber agua y a refrescarse) y por la competencia directa con *Potamogeton bertholdii* (macrófito propio de lagos de montaña aparecido en el Estancho en fecha no determinada). *Potamogeton* se ha expandido desde las aguas más profundas del centro de la laguna (2014) hasta llegar a los márgenes (2018). También afectan al crecimiento de *Luronium natans* las masas de algas filamentosas que crecen epifitas sobre las plantas desprendiéndose y flotando aglomeradas en la superficie. A pesar de que el desarrollo vegetativo no es bueno, la subpoblación de la zona B ha presentado una actividad reproductora notable en cuanto a la formación de propágulos vegetativos (fragmentos de estolones con rosetas de hojas) que el viento desplaza dentro de la la-

guna. La formación de flores ha sido baja. Durante los años 2014 y 2015 no se observó floración; en 2016, 2017 y 2018 se vio alguna flor aislada, y en 2019 ha habido una floración abundante (número de flores ya incontable de forma global).

N.º muestra	Profundidad (m)	Situación	N.º semillas
1	2,3	zona C	84
2	2,3	zona C	60
3	1,8	zona C	5
4	1,9	zona C	0
5	1,6	zona C	0
6	1,4	zona C	29
7	1,4	zona C	0
8	0,8	zona B	1
9	0,8	zona B	1
10	0,6	zona B	0
11	0,6	zona B	7
12	0,8	zona B	3
13	<0,4	zona B marginal	2
14	<0,4	zona B marginal	0
15	<0,4	zona B marginal	5
16	<0,4	zona B marginal	0

▲ **Tabla 3.** Evaluación del banco de semillas de *Luronium natans* en el Estancho de Vilac (10/10/2014), sobre la base del número de semillas detectadas en un total de 16 muestras de sedimento, extraídas de distintas profundidades.

La subpoblación C ha permanecido más o menos estable en situación, si bien hay aparentemente una disminución de la vitalidad (menos densidad de hojas y más pequeñas). En 2014 se identificaba bien una zona central en la laguna en forma de corona que en estos años de seguimiento ha ido desapareciendo paulatinamente.

El banco de semillas muestreado en 2014 presenta densidades muy variables según la muestra (tabla 3). Los resultados muestran que había semillas en un 62 % de las muestras, pero estas solo eran abundantes en las muestras obtenidas de la parte más honda de la laguna.

DISCUSIÓN

Variabilidad hidrológica

El balance hidrometeorológico de la zona indica estrés hídrico durante 2 meses en verano. El balance en la cuenca del Estancho da una evapotranspiración del 35 % de P

y una recarga de agua subterránea del 75,9 % de P. Esto quiere decir que, en las condiciones climáticas actuales y en un año sin precipitación estival importante, la laguna se secaría dentro del período de estrés hídrico vegetal si no existiese entrada de agua artificial, recuperándose rápidamente hacia el mes de septiembre. La entrada de agua artificial en el Estancho, a pesar de ser solo un 12 % del agua de entrada en el balance hídrico, supone un desequilibrio que se traduce en un aumento continuo del volumen de la laguna.

Los cambios en el régimen hidrológico del Estancho podrían afectar a *L. natans* y comprometer su supervivencia. Se ha observado que los individuos que se encuentran en las zonas más profundas de la laguna presentan un aspecto más débil que los que están hacia la orilla. Lansdown y Wade (2003) apuntan que esta especie tiene plasticidad ecológica y adapta su forma de vida y reproducción al medio en el que vive, de modo que existen tres tipologías adaptativas diferentes. Las poblaciones que crecen en zonas de agua temporal y en la zona de fluctuación de aguas permanentes son anuales y florecen abundantemente. Las plantas que viven en aguas permanentes son perennes y pueden presentar otras dos tipologías. Las que viven en cuerpos de agua más de 2 m de profundidad y poca variación hídrica estacional son típicamente vegetativas y sólo se reproducen clonalmente a partir de sus rizomas y de la emisión de estolones. El último tipo presenta los dos tipos de reproducción, tanto sexual mediante floración como clonal mediante estolones, y se presenta en cuerpos de agua permanentes con pequeña fluctuación del nivel de agua.

La población del Estancho de Vilac habría evolucionado en condiciones de fluctuación hídrica importante (Perdigó, 1984) y, desde las modificaciones en la entrada artificial de agua en la laguna, el macrófito intenta adaptarse a las nuevas condiciones, disminuyendo su reproducción sexual y aumentando la de tipo clonal. Esto explicaría la menor floración observada en los últimos años y, en la práctica, la ausencia actual de esta, además de la apreciación de debilidad en los individuos de las zonas más profundas. Hay una expansión clonal muy activa hacia las orillas a partir del desprendimiento de estolones y rosetas de los individuos de la zona levemente inundada. Se cree que cierta fluctuación natural del nivel de agua sería adecuada en este caso, ya que la reproducción sexual ayudaría a mantener la diversidad genética, lo que sería fundamental en la población de Vilac, que se encuentra aislada. Lansdown y Wade (2003) también apuntan a que *L. natans* tiene más posibilidades de supervivencia en los ambientes con agua permanente que en ambientes de régimen hídrico estacional, por lo que lo mejor para la especie parece ser mantener el Estancho con agua permanente a un nivel similar al original (Perdigó, 1984) que permita una ligera fluctuación estival del nivel y deje al descubierto el fondo plano colonizable por las formas anfibias de *Luronium natans*.

Variabilidad en el ciclo de nutrientes

El cálculo de entradas de nutrientes en el ecosistema del

Estanho de Vilac indica una entrada de origen antrópico local muy elevada, especialmente de nitrógeno inorgánico (un 91 %). Se ha estimado que la cantidad anual de nitrógeno que entra en el Estanho es 10 veces superior a la de fósforo que entra. Con estos datos se esperaría encontrar una clara limitación por fósforo en el agua de la laguna y, sin embargo, la relación DIN/TP, *Chl a* y TP (figura 11) apuntan a que el Estanho de Vilac se encuentra en limitación por nitrógeno y con valores bajos de biomasa fitoplanctónica en comparación con otros lagos estudiados en la zona (Camarero y Catalan, 2001). Según la relación DIN/TP (Bergstrom, 2010), la situación cambiaría de un factor limitante a otro en el tiempo (entre nitrógeno y fósforo). Estos cambios podrían deberse a entradas de fósforo en el sistema por deposiciones atmosféricas que, como apuntan Camarero y Catalan (2001), pueden llegar a ser eventos puntuales fuertemente cargados de fósforo. En su artículo, los hallazgos de Camarero y Catalan (2001) sobre cambios antropogénicos recientes en las deposiciones de nitrógeno y fósforo atmosférico y sus consecuencias en la relación N/P les llevan a argumentar a favor de la idea presentada por Goldman (1988) de que, en contra de lo que clásicamente se piensa, la limitación por fósforo de los lagos de montaña no es natural sino inducida por el aumento antropogénico en las deposiciones de nitrógeno.

Uno de los factores que pueden estar limitando el crecimiento del fitoplancton podría ser la competencia por luz y nutrientes con la comunidad de macrófitos y algas epífitas (Ventura *et al.*, 2008). Cabe decir que el Estanho presenta diferencias estacionales importantes en cuanto al estado de desarrollo de las algas flotantes, lo que podría condicionar la entrada de luz y la competencia. Por otra parte, tanto *L. natans* como *P. berchtoldii* son tolerantes de nutrientes a niveles elevados y, en circunstancias de competencia, este tipo de macrófitos suelen tener ventaja sobre el resto (Ventura *et al.*, 2008). En referencia a esto último, cabe destacar que *L. natans* se ha descrito como intolerante a la competencia (Lansdown y Wade, 2003). Los mismos autores apuntan que, en caso de eutrofización, las formas de *L. natans* de tipología perenne con floración tienden a disminuir su cobertura en favor de monocotiledóneas y algas. Durante el proyecto se ha observado de un año a otro una expansión considerable de *P. berchtoldii*, por lo que es posible que esté ganando terreno frente a *L. natans* por competencia.

Con respecto al zooplancton, en el Estanho existe una comunidad de crustáceos heleoplanctónicos que puede estar ayudando a controlar la biomasa fitoplanctónica. Se ha comprobado que en otros lagos del proyecto donde no existen crustáceos la clorofila *a* es muy superior a la encontrada en el Estanho. La biomasa de fitoplancton se mantiene en valores relativamente bajos a pesar de los elevados inputs de nutrientes, como se ha visto en el apartado correspondiente de resultados, y los crustáceos incrementan su abundancia con la biomasa de fitoplancton (figura 20b). Sin embargo, la cantidad de crustáceos presentes no parece suficiente para explicar la clorofila *a* en valores bajos, pero pueden servir de indicador de una serie de procesos más complejos en los que participarían,

además, otros organismos zooplanctónicos y muy probablemente heterotróficos, que estarían ayudando a mantener la biomasa de fitoplancton en valores bajos a pesar de los grandes inputs continuos de nutrientes. La biomasa de fitoplancton se podría ver limitada por la combinación de estos factores (competencia con los macrófitos y alimentación de organismos zooplanctónicos) y, muy probablemente, también por la actividad bacteriana heterotrófica.

La alta concentración de nitrógeno orgánico total en el agua de la laguna, que no es de fitoplancton, puede ser materia orgánica en suspensión. Esta TON estaría poco disponible para el *loop* microbiano al estar la laguna en condiciones limitantes de nitrógeno.

Variabilidad en la biodiversidad. Efectos de la introducción de *Salmo trutta* en grupos indicadores

Las truchas son peces depredadores muy selectivos y preferirán, siempre que puedan, presas de tamaños grandes y fáciles de detectar. Este dato se ha confirmado con el estudio, ya que se ha encontrado un tamaño crítico entorno a los 40 cm a partir del cual las truchas pasan de basar su dieta en macroinvertebrados a basarla en anfibios porque adquieren la capacidad de atraparlos al hacerse más grandes. La alta selectividad en las capturas que realizaban las truchas del Estanho de Vilac no solamente se aprecia entre truchas grandes y pequeñas, sino que en las truchas pequeñas que se alimentan básicamente de macroinvertebrados se observa claramente la selección de determinados órdenes y familias frente a otros, ya que las diferencias entre la composición de la comunidad de macroinvertebrados en el bentos y la encontrada en el estómago de las truchas es muy diferente. En el contenido estomacal de las truchas de pequeño tamaño también han aparecido crustáceos, pero en una proporción mucho menor que la de macroinvertebrados, se supone que con la misma motivación de eficiencia. Es probable que en caso de explosiones demográficas de los crustáceos estos sean más atractivos para la trucha.

En cuanto al efecto de la depredación de los salmónidos sobre las comunidades indicadoras, se ha comprobado un efecto muy importante en la abundancia de anfibios, llegando a disminuir un 90-95 % la abundancia total medida en el Estanho en los períodos con truchas frente a los períodos sin truchas. Las especies más afectadas por la presencia de la trucha fueron la rana bermeja (*R. temporaria*), el sapo partero (*A. obstetricans*) y el tritón palmeado (*L. helveticus*). La cuarta especie anfibia presente en el Estanho, el sapo común (*B. spinosus*), no resulta depredada por los peces, posiblemente por la toxicidad de su piel (Miró *et al.*, 2018). Sin embargo, la comunidad de anfibios parece haberse recuperado muy rápidamente al eliminar las truchas y las cuatro especies que se encontraban antes de la introducción de salmónidos han reaparecido en las abundancias acostumbradas tan solo unos meses después de la eliminación de estos. Con el análisis de los estómagos de las truchas se ha comprobado que estas pueden ser muy voraces en cuanto a los anfibios al concentrarse

en ellos como presa. La rápida recuperación de anfibios se ha visto favorecida, sin duda, por el hecho de que la introducción de *Salmo trutta* había sido reciente y no todas las truchas habían adquirido todavía la capacidad de depredar anfibios, por lo que la laguna contaba todavía con una reserva de individuos suficientes para recuperar la comunidad. La rápida y oportuna actuación del personal del proyecto LIFE+ LimnoPirineus en la erradicación de las truchas recientemente introducidas en el Estanho ha evitado la desaparición de algunas especies de anfibios del espacio a medio plazo, tal como se ha mostrado que pasa en lagos de alta montaña donde se han introducido salmónidos, tanto en los Pirineos como en otras cordilleras (Knapp 2005; Miró *et al.*, 2018).

En cuanto al efecto sobre los macroinvertebrados, es difícil concretarlo con los datos disponibles. Se puede argumentar que la presión que ejercen los salmónidos ha sido mayor para los odonatos, heterópteros, tricópteros y dípteros de la familia *Chironomidae* porque son los que se encuentran en los estómagos de las truchas, pero no podemos confirmar estos resultados en el ambiente. Es posible que el hecho de tener una introducción reciente de *Salmo trutta* haga que estos efectos todavía no sean perceptibles, ya que en primer lugar depredan sobre los anfibios. En un período de tiempo mayor se esperaría que, al erradicar completamente los anfibios, tal como pasa en todos los lagos de alta montaña con peces (Ventura *et al.* 2008), la presión pasara a los grupos de macroinvertebrados más conspicuos.

En cuanto a los crustáceos, hay tres especies que desaparecen después de la primera pesca de truchas. A partir de esto, se podría argumentar que las truchas ejercen presión sobre los crustáceos de mayor tamaño, ya que al disminuir esta presión estas especies son las que prevalecen. Sin embargo, tratar de establecer una relación entre los cambios en la comunidad de crustáceos y la presencia de los salmónidos es muy complicado porque pueden existir muchos otros factores influyentes, como la disponibilidad de alimento o factores ambientales. Hay que tener en cuenta que algunas especies como *A. rectangularis* y *C. sphaericus* se han reportado como poco abundantes y difíciles de detectar de forma continuada en el ambiente (Armengol, 1978).

Variabilidad en la población de *Luronium natans*

La población de *Luronium natans* está muy condicionada por la morfología de la laguna del Estanho y las modificaciones de su balance hidrológico. La modificación del fondo y el continuo crecimiento del volumen de agua desde finales de los años 90 hasta 2015 provocaron un cambio en las condiciones de vida de *Luronium natans* e hicieron prevalecer las formas de aguas profundas frente a las anfibias. La situación geográfica del Estanho, por altitud y situación, no es favorable al crecimiento de este tipo de formas (Bardin *et al.*, 2012). La limitación de la entrada de agua artificial ha provocado el descenso de nivel y ha devuelto el Estanho a su estado de balsa. Las formas anfibias de *Luronium natans* vuelven a ser las dominantes,

como en el momento en que Perdígó (1983) descubrió su presencia. Desde el punto de vista de la conservación, se debe controlar el flujo de agua artificial para asegurar el mantenimiento de la balsa y también el paso y la permanencia de ganado mayor. *Luronium natans* tiene una gran amplitud ecológica dentro del medio acuático, pero está limitado por concentraciones altas (superiores a 20 mg/l) de fósforo (Bardin *et al.*, 2012) y, debido a su carácter pionero, únicamente es competitivo en hábitats pobres en nutrientes (Willby y Eaton, 1993). Actualmente el Estanho de Vilac corresponde por tipología a un lago alpino alcalino según los parámetros evaluados ($> 200 \mu\text{eq l}^{-1}$). Aunque la concentración de clorofila de finales de verano es baja (ca. $2,3 \mu\text{g l}^{-1}$) y los valores de nitrógeno total también lo son (TN ca. $526 \mu\text{g l}^{-1}$), presenta valores de fósforo total elevados (TP ca. $22,7 \mu\text{g l}^{-1}$) que lo sitúan en el dominio de la mesotrofia ($9,3 \mu\text{g l}^{-1} < \text{TP} < 31 \mu\text{g l}^{-1}$).

El cambio de las condiciones ambientales promovido por el proyecto LIFE+ LimnoPirineus en el Estanho de Vilac y el mejor conocimiento del hábitat en el que se desarrolla *Luronium natans* nos llevan a proponer la modificación de su inclusión dentro del Hábitat CORINE 22.433 porque se trata de masas de agua oligotróficas. Según las características del agua, la población permanentemente inundada corresponde al Hábitat 22.431 (con código propio 22.431n) y debería incluirse en el HIC 3150. Sin embargo, la población inundada temporalmente se debería tratar con las comunidades anfibias perennes de la región eurosiberiana y alpina (22.31) con un código propio que las identifique (22.31n poblaciones anfibias de *Luronium natans*) para su inclusión en el HIC 3130. Se han descrito formaciones parecidas de *Luronium natans* en Chequia como una asociación (*Luronietum natantis* Szankowski) dentro de la clase *Littorelletea* y de la alianza *Eleocharition acicularis* (Chytrý, 2011).

BIBLIOGRAFÍA

- AGÈNCIA CATALANA DE L'AIGUA (2005). *Guia pràctica 1. Protocol: Mostreig d'aigües subterrànies*. Generalitat de Catalunya, Departament de Medi Ambient i Habitatge. Barcelona: Solucions Gràfiques Barcino.
- AGÈNCIA CATALANA DE L'AIGUA (2006). *Protocol d'avaluació de l'estat ecològic dels estanys*. ACA-CEAB-CSIC. Barcelona: Solucions Gràfiques Barcino.
- ARMENGOL J. (1978). Los crustáceos de los Embalses Españoles. *Oecologia aquatica* 3: 3-96.
- BARDIN P., HENDOUX F. Y BARBAULT R. (2012). Plan national d'actions en faveur du Flûteau nageant *Luronium natans* L. 2012-2016. Conservatoire botanique du Bassin parisien, Ministère de l'écologie, du développement durable et de l'énergie, 183 pp. [http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/11010_PNA_luronium_def_web_monte_optimise.pdf]
- BERGSTROM A. K. (2010). The use of TN:TP and DIN:TP ratios as indicators for phytoplankton nutrient limitation in oli-

- gotrophic lakes affected by N deposition. *Aquatic Sciences*, No 72: 277-281.
- BOIXADERA J. *et al.* (2000). *Manual del codi de bones practiques agràries: Nitrogen*. Lérida: Generalitat de Catalunya, Departament d'Agricultura, Ramaderia i Pesca, Direcció General de Producció Agrària i Innovació Rural.
- BORDONAU J., POZOS J., QUERALT P. Y VILAPLANA J. M. (1989). Geometría y depósitos de las cubetas glaciolacustres del Pirineo. *Estudios Geol.* 45: 71-79.
- CAMARERO L. Y CATALAN J. (2012). Atmospheric phosphorus deposition may cause lakes to revert from phosphorus limitation back to nitrogen limitation. *Nature Communications* 3: 1118.
- CATALAN J., Y CAMARERO L., *et al.* (1994). Nitrogen in Pyrenean lakes (Spain). *Hydrobiologia* 274: 17-27.
- CATALUNYA. Decreto Legislativo 2/2008 de 15 de abril, por el que se aprueba el Texto refundido de la Ley de protección de los animales. *Diari Oficial de la Generalitat de Catalunya*, de 17 de abril de 2008, núm. 5113.
- CHYTRÝ M. (ed.) (2011). *Vegetace České republiky 3. Vodní a mokřadní vegetace / Vegetation of the Czech Republic 3. Aquatic and Wetland Vegetation*.
- COLOMER M., ADELL J. Y JIMÉNEZ E. en Boixadera J. *et al.* (Coord.) (2014). *Los suelos de Catalunya*. Val d'Aran. 1.ª edición, Generalitat de Catalunya, Departament de Territori i Sostenibilitat i Departament d'Agricultura, Alimentació i Medi Natural-Conselh Generau d'Aran. Barcelona: ICGC. Monografies Tècniques 4.
- COOKE G. D., WELCH E. B., PETERSON S. A. Y NEWROTH P. R. (1993). *Restoration and Management of Lakes and Reservoirs*. 2nd Edition. Florida: RCR Press Lewis Publishers.
- COMUNITAT ECONÒMICA EUROPEA. Directiva 92/43/CEE del Consejo de 21 de mayo de 1992 relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres. *Diario Oficial de las Comunidades Europeas*, de 22 de julio de 1992, núm. L 206/7.
- DEL VALLE J. (1997). La precipitación media anual en el sector alto de la cuenca del Cinca (Pirineo Aragonés, España). *Pirineos* 149-150: 121-144.
- DOORENBROS J. Y KASSAM A. H. (1979). Efectos del agua sobre el rendimiento de los cultivos. Roma: FAO.
- ESPAÑA. 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. *Boletín Oficial del Estado*, 23 de febrero de 2011, núm. 46, sec. I., pág. 20912.
- GOLDMAN C. R. (1988). Primary productivity, nutrients, and transparency during the early onset of eutrophication in ultra-oligotrophic Lake Tahoe, California-Nevada. *Limnol. Oceanog.* 33: 1321-1333.
- IGLESIAS L. (1995). *El estiércol y las prácticas agrarias respetuosas con el medio ambiente*. Madrid: Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Instituto Nacional de Reforma y Desarrollo Agrario. Hojas Divulgadoras núm. 1/94.
- INSTITUT CARTOGRÀFIC I GEOLÒGIC DE LA GENERALITAT DE CATALUNYA. Base de datos cartográfica [consulta: 8 de marzo de 2015]. Modalidad de acceso VISSIR v3.25 <http://www.icc.cat/vissir3/>
- JEFFREY S. W. Y HUMPHREY G. F. (1975). New spectrophotometric equations for determining chlorophylls-a, b, c1 and c2 in higher plants, algae and natural phytoplankton. *Biochem. Physiol. Pflanzen (BPP)* 167: 191-194.
- JONES J. I. Y SAYER C. D. (2003). Does the fish-invertebrate-periphyton cascade precipitate plant loss in shallow lakes? *Ecology* 84(8): 2155-2167.
- KNAPP R. A., MATTHEWS K. R. *et al.* (2001). Resistance and resilience of alpine lake fauna to fish introductions. *Ecological Monographs* 71: 401-421.
- KNAPP R. A. (2005). Effects of nonnative fish and habitat characteristics on lentic herpetofauna in Yosemite National Park, USA. *Biological Conservation* 121(2): 265-279.
- LAMPRE F. (2001). Clima de alta montaña y sistemas morfoclimáticos fríos en el macizo de la Maladeta (Pirineo aragonés). *Treballs de la Societat Catalana de Geografia* 52: 195-231.
- LANSDOWN R. V. Y WADE P. M. (2003). Ecology of the Floating Water-plantain. *Luronium natans* [en línea]. EC Life Natureza Program. Peterborough: Life in UK Rivers. [Consulta: 5 de julio de 2015] Disponible en http://ec.europa.eu/environment/life/project/Projects/index.cfm?fuseaction=home.showFile&rep=file&fil=SMURF_plantain.pdf
- MIRÓ A., SABÁS I. Y VENTURA M. (2018). Large negative effect of non-native trout and minnows on Pyrenean lake amphibians. *Biological Conservation* 218: 144-153.
- PERDIGÓ M. T. (1983). L'Estanyó, un petit estany interessant a la Vall d'Aran. *Collect. Bot.* 14: 511-514.
- PUIG M. A. (1999). *Els macroinvertebrats dels rius catalans. Guia il·lustrada*. Barcelona: Generalitat de Catalunya, Departament de Medi Ambient.
- THORNTHWAITE C. W. (1984). An Approach toward a Rational Classification of Climate. *Geographical Review* 38(1): 55-94.
- VENTURA M. *et al.* (2000). The main features of seasonal variability in the external forcing and dynamics of a deep mountain lake (Redó, Pyrenees). *Journal of Limnology*: 59(1): 97-108.
- VENTURA M., LIBORIUSSEN L. *et al.* (2008). Effects of increased temperature and nutrient enrichment on the stoichiometry of primary producers and consumers in temperate shallow lakes. *Freshwater Biology* 53: 1434-1452.
- VISENTINI M. (1963). I corsi d'acqua e la loro sistemazione. Genova: Vitali e Ghianda.
- WILLBY N. J. Y EATON J. W. (1993). The Distribution, Ecology and Conservation of *Luronium natans* (L.) Raf. in Britain. *J. Aquat. Plant Mgmt.* 31: 70-76.



~ Lago y sistema hidroturboso de Trescuro ~

EL SISTEMA HIDROTURBOSO DE TRESCURO: GRADIENTES AMBIENTALES Y EVENTOS CLIMÁTICOS LIMITAN LA DISTRIBUCIÓN LOCAL DE LAS COMUNIDADES VEGETALES

Joana COLOMER (1), Aaron PÉREZ-HAASE (1, 2), Empar CARRILLO (1), Marc VENTURA (2) y Josep M. NINOT (1)

1. Instituto de Investigación de la Biodiversidad (IRBio) y Departamento de Biología Evolutiva, Ecología y Ciencias Ambientales. Universidad de Barcelona. Av. Diagonal, 643, 08028 Barcelona, Cataluña, España.

2. Grupo de Ecología Integrativa de Aguas Continentales. Centro de Estudios Avanzados de Blanes (CEAB-CSIC). Calle de acceso a la Cala Sant Francesc, 14, 17300 Blanes, Cataluña, España.

RESUMEN

Los ecosistemas hidroturbosos que se encuentran en las montañas alpinas tienen un gran valor ecológico, ya que su distribución está muy limitada por la fisiografía abrupta y por la influencia climática mediterránea. La gestión y la conservación de estos ecosistemas vulnerables pasa por comprender cómo los factores ambientales, junto con los variables regímenes hídricos, condicionan sus patrones de vegetación. En este trabajo analizamos la relación entre los factores abióticos y la distribución de diferentes tipos de comunidades vegetales en el sistema hidroturboso de Trescuro. Para ello, establecimos 30 puntos de muestreo en el mosaico de vegetación en los que se registraron el pH, la conductividad eléctrica, la profundidad de la capa freática y la concentración de iones durante los veranos de 2014 y 2015. Los resultados evidencian que la variación en el nivel freático es el principal condicionante de la distribución de la vegetación a pequeña escala, seguida de la concentración de iones. Las comunidades solígenas, que dependen en gran medida del agua de escorrentía superficial, fueron las más afectadas por los eventos de sequía y, por lo tanto, las más sensibles a la colonización por parte de los árboles.

INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas hidroturbosos son bastante comunes en Europa, especialmente en las regiones boreales, donde se encuentra más del 60 % de los 187.000 km² de turberas europeas (Jones-Walters y Summary, 2010; Raeymaekers, 2000). En las latitudes europeas meridionales, estos hábitats están mucho menos extendidos y se limitan principalmente a enclaves topográficos particulares de las montañas alpinas. Los Pirineos representan el límite de distribución

suroeste de estos ecosistemas, en contacto con la región mediterránea.

Las turberas tienen una amplia gama de funciones ecosistémicas, tales como el almacenamiento de carbono, la amortiguación de los flujos de energía y agua, la provisión de hábitats específicos para la flora y la fauna, etc. (Joosten *et al.*, 2017). Alojan especies de plantas y forman hábitats que son de gran interés (Directiva 92/43/CEE), especialmente en los Pirineos y en macizos similares, debido a su escasez regional. La pérdida y degradación de las turberas que se ha producido en las últimas décadas, principalmente debido a la actividad humana, han conllevado una disminución del 70 % de su superficie total en Europa (Raeymaekers, 2000). Como resultado, los sistemas hidroturbosos son los grupos de hábitats más amenazados en la Unión Europea (Janssen *et al.*, 2016). Todas estas características hacen que la conservación y restauración de turberas sea una prioridad importante en las agendas europeas y nacionales.

La escasez de nutrientes y las condiciones hidrológicas extremas en las turberas (inundación, flujo de agua) actúan como fuertes factores limitantes para muchas especies (Bridgham *et al.*, 1996). Por esta razón, las comunidades bióticas de estas áreas son altamente especializadas y a menudo incluyen una alta tasa de especies únicas y raras, que merecen un alto nivel de conservación (Jiménez-Alfaro *et al.*, 2014). Además, debido a esta especialización, las especies de turberas son muy sensibles a los cambios ambientales que pueden conducir a la alteración del sistema. En particular, son sensibles a las oscilaciones en el régimen hídrico asociadas a las variaciones climáticas, como son la disminución de precipitaciones y el aumento de las temperaturas, o debidas a la actividad antrópica, como la gestión del agua por parte de las instalaciones hidroeléctricas. Estas perturbaciones podrían conducir a una pérdida de hábitats de turbera (Essl *et al.*, 2012) en las zonas de montaña de altitud moderada y restringir su distribución a las zonas alpinas. Por todo ello, comprender la respuesta de la vegetación de turbera a las condiciones hidroecológicas, especialmente durante

eventos climáticos extremos, es un paso clave para planificar la gestión y la conservación de turberas dentro de un contexto de cambio climático global.

En los Pirineos, la mayoría de las turberas se encuentran en cuencas explotadas por centrales hidroeléctricas, que han destruido directamente algunos de estos ecosistemas en el pasado y que siguen siendo una amenaza y una fuente de perturbación artificial. Sin embargo, la presencia de presas y la posibilidad de regular ecológicamente el régimen hidrológico podría brindar una oportunidad para mejorar el estado de conservación de estos hábitats.

Durante las últimas décadas se han estudiado las comunidades vegetales de turbera en los macizos del sur de Europa (Aldasoro *et al.*, 1996; Bragazza y Gerdol, 1999; Carrillo *et al.*, 2008; Pérez-Haase *et al.*, 2012; Pérez-Haase y Ninot, 2017). Sin embargo, todavía estamos lejos del nivel de conocimiento adquirido en las turberas atlánticas y boreales, que han sido estudiadas en profundidad y monitorizadas durante mucho tiempo. La vegetación de las turberas pirenaicas está dominada principalmente por comunidades de ciperáceas y musgos, que puntualmente incluyen pequeños montículos ombrotrofos de *Sphagnum* y rodales de herbazales higrófilos. Debido a las condiciones fisiográficas y bioclimáticas, su desarrollo óptimo se encuentra en el piso subalpino (Pérez-Haase *et al.*, 2012).

Los patrones de distribución de las comunidades de turbera a lo largo de gradientes ecológicos se han estudia-

do en diferentes áreas del mundo (Bridgham *et al.*, 1996; Castelli *et al.*, 2000; Sjörs, 2002). Los principales gradientes que condicionan la vegetación son la profundidad del nivel freático (Malmer, 1986; Sekulová *et al.*, 2013; Pérez-Haase y Ninot, 2017), la riqueza de nutrientes y la fertilidad del agua (Gredol, 1995; Okland, 1989) y la acidez del agua (Sekulová *et al.*, 2013; Wheeler y Proctor, 2000). Estos gradientes actúan conjuntamente en los sistemas hidroturbosos y determinan la composición y las características de la vegetación que se halla en cada punto. Aparte de casos aislados (Pérez-Haase y Ninot, 2017), las turberas pirenaicas han sido poco estudiadas en cuanto a la relación entre gradientes ambientales y la distribución de la vegetación. Este estudio se centra en las turberas de Trescuro, que constituyen un sistema único tanto por su estructura hidrológica como por el alto grado de diversidad de especies raras y de hábitats de interés (Carrillo *et al.*, 2008). Además, los lagos y las turberas de Trescuro están incluidos en una reserva integral dentro del Parque Nacional de Aigüestortes i Estany de Sant Maurici, lo que ha ayudado a mantener el enclave notablemente intacto y en un buen estado de conservación, a pesar de la presencia de represas hidroeléctricas en la cuenca y del uso ganadero (figura 1).

Este estudio plantea dos objetivos principales: (1) evaluar los principales gradientes ecológicos que determinan la distribución de los diferentes tipos de vegetación en las turberas de Trescuro y (2) analizar la respuesta de los diferentes tipos de comunidades vegetales a las variaciones de las condiciones ambientales, particularmente a un evento de sequía ocurrido en el verano de 2015.



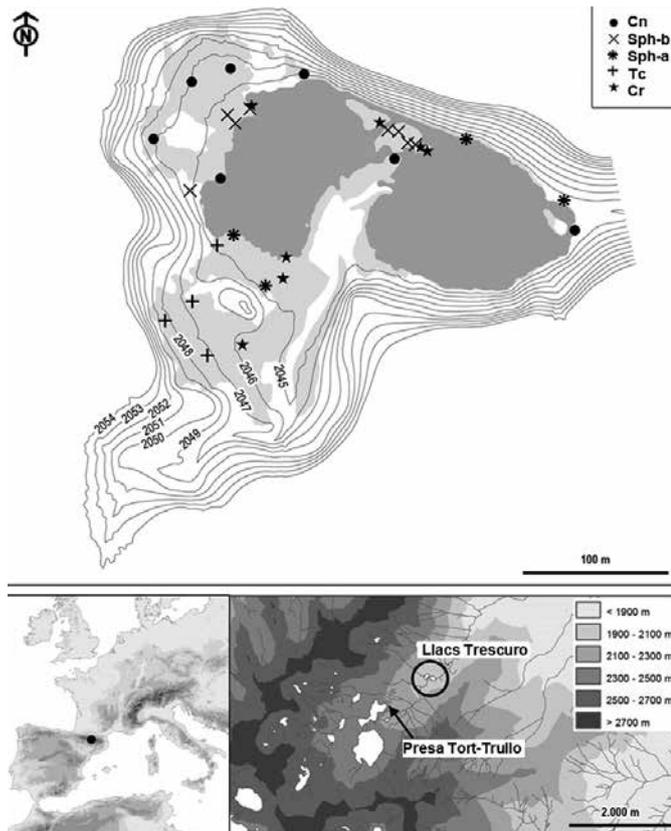
◀ **Figura 1.** Visión general del entorno de Trescuro. El sistema hidroturboso se desarrolla principalmente en las franjas de relieve suave alrededor de los dos pequeños lagos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

Los lagos de Trescuro y el complejo hidroturboso circundante, ubicados en los Pirineos centrales, están situados a 2.045 m de altitud y experimentan un clima de alta montaña. La temperatura media anual es de 5,3 °C y la precipitación anual promedio es de 1.150 mm con picos de primavera y otoño (SMC, 2016).

El complejo lenítico consta de dos pequeños lagos de 5,7 y 5,4 m de profundidad con superficies de 0,8 y 0,7 ha y un volumen total de 21.139 y 17.709 m³, ubicados en sustrato granítico (Generalitat de Catalunya, 2007). Los dos lagos están bien conectados (figura 2) y la entrada principal de agua proviene del río principal del valle, que desemboca en el lago de la derecha; el lago de la izquierda se alimenta principalmente a través de pequeños riachuelos. La representación topográfica del área (figura 2) muestra un relieve suave que rodea el lago izquierdo, lo que promueve el desarrollo de comunidades de turbera. En contraste, los márgenes del lago derecho son mucho más abruptos y están cubiertos principalmente por bosques de *Pinus uncinata*.



▲ **Figura 2.** Situación del área de estudio y de los puntos de muestreo, clasificados según el tipo de vegetación. En la figura principal, el gris oscuro representa la superficie del lago y el gris claro, el área principal de la turbera. Las abreviaturas corresponden a: turbera de *Carex nigra* (Cn), turbera de *Trichophorum cespitosum* (Tc), turbera de *Carex rostrata* (Cr), montículos bajos de *Sphagnum* (Sph-b) y montículos altos de *Sphagnum* (Sph-a).

Aunque actualmente el área está protegida, el flujo de agua fue alterado artificialmente a mediados del siglo XX por la construcción de presas hidroeléctricas y de varios canales subterráneos aguas arriba. La regulación hidroeléctrica todavía se practica y, por lo tanto, condiciona la dinámica fluvial. En general, el sistema de lagos y su entorno son ricos en biodiversidad vegetal y hábitats; Carrillo *et al.* (2008) documentaron 10 hábitats CORINE. Entre las comunidades de plantas raras se encuentran las turberas de transición (tremedales de *Carex rostrata* con *Sphagnum* a lo largo de los márgenes del lago), bosques turbosos de pino negro (*Pinus uncinata*) y turberas activas con *Sphagnum* y ericáceas. Las últimas dos unidades están clasificadas como hábitats prioritarios de interés comunitario (HIC) por la legislación de la CE (Directiva 92/43/CEE). En general, el sistema hidroturboso puede clasificarse como una turbera mixta, con vegetación calcícola y acidófila. En cuanto a las condiciones hidrológicas, una gran parte está situada en una pendiente suave donde la circulación de las aguas superficiales crea condiciones solígenas. No obstante, en las áreas más bajas hay numerosos montículos ombrotrofos de *Sphagnum*, algunos de los cuales se elevan más de 1 m por encima de la superficie. La extensión y la densidad de los rodales de bosque turboso han cambiado con el tiempo, en parte debido a la actividad humana. Durante las últimas décadas, la densidad del pinar en el sistema hidroturboso ha aumentado claramente en detrimento de otras unidades de turbera, lo que puede considerarse una amenaza para la conservación de la turbera. El paisaje que rodea el sistema lenítico está dominado por bosques de *Pinus uncinata* con *Rhododendron ferrugineum*. Más arriba, en las laderas de la cuenca, el bosque da paso a un paisaje de pastizales de *Festuca eskia* y *Nardus stricta* y a zonas rocosas (Carrillo *et al.*, 2008).

Muestreo de vegetación, agua freática y suelo

Partimos de la identificación de los principales regímenes hidrológicos y de los principales tipos fisionómicos de vegetación de la turbera. Establecimos 30 puntos de muestreo distribuidos en el área de estudio, que cubrían todas las condiciones hidrológicas y todos los tipos de vegetación con al menos tres puntos en cada uno. En cada punto de muestreo instalamos un tubo de PVC perforado, hundido verticalmente 1 m en la turbera, para monitorizar el nivel freático y extraer muestras de agua subterránea para su posterior análisis químico.

Alrededor de cada tubo de PVC, realizamos un inventario de vegetación en un área de 2,5 × 2,5 m, que consiste en una lista exhaustiva de especies de plantas vasculares y de briófitos. A cada especie se le asignó un valor de la escala Domin que oscila entre 1 y 10, de acuerdo con su cobertura proyectada.

En el verano de 2014 muestreamos agua de cada tubo para medir el pH y la conductividad eléctrica con una sonda portátil y para analizarla químicamente en el laboratorio. Después de filtrar estas muestras de agua (diámetro de poro, 20 μm), se analizaron las concentraciones de calcio, silicio, sodio, hierro, aluminio, azufre, zinc, cobre,

potasio, fósforo, magnesio y manganeso mediante una espectrometría de masas de plasma acoplado inductivamente (ICP-SRA).

La profundidad del nivel freático se midió quincenalmente durante el período vegetativo de 2014 y 2015 (del 18 de junio al 9 de octubre de 2014 y del 2 de junio al 30 de octubre de 2015). Paralelamente, evaluamos el nivel del agua de los lagos mediante un registrador automático instalado en cada lago.

Además, obtuvimos una muestra de suelo mediante una sonda de acero clavada en cada punto de muestreo con el fin de caracterizar las capas superiores del suelo (~ 20 cm) en términos de grosor de turba y otras características.

Análisis de los datos

Para clasificar numéricamente los inventarios de vegetación, elaboramos una matriz de distancias basada en los datos específicos de cada inventario y, finalmente, produjimos un dendrograma que permitiera evidenciar los principales grupos de vegetación o comunidades vegetales (para más detalles, ver Colomer *et al.*, 2019).

Al mismo tiempo, analizamos la relación entre las variables ambientales y la distribución de la vegetación a través de un análisis canónico de correspondencia (CCA) utilizando el software CANOCO (Lepš y Smilauer, 2003). Las variables explicativas significativas en el modelo (valor $p < 0,05$ en un test de permutaciones de Monte Carlo) se seleccionaron mediante un procedimiento de selección por pasos. Las coordenadas métricas de cada punto se analizaron como covariables para evaluar el efecto de la autocorrelación espacial.

Antes de ejecutar el análisis, corregimos los datos de conductividad eléctrica cuando el pH estaba por debajo de 5 para eliminar la acidez medida correspondiente a la conductividad de protones, siguiendo a Sjörs (1950), ya que los datos de conductividad corregidos se correlacionan mejor con la distribución de la vegetación. Además, calculamos los coeficientes de correlación de Pearson entre las variables explicativas. Cuando la correlación entre dos variables era superior a 0,75 descartamos una de las dos.

Finalmente, los datos ecológicos de las distintas comunidades vegetales se compararon utilizando ANOVA para las variables con distribución normal. El resto de variables se transformaron logarítmicamente y las que aún presentaban una distribución no normal después de la transformación se analizaron con la prueba de Kruskal-Wallis. Estos análisis se realizaron con R (R Core Team, 2013), utilizando el paquete *vegan* (Oksanen *et al.*, 2015).

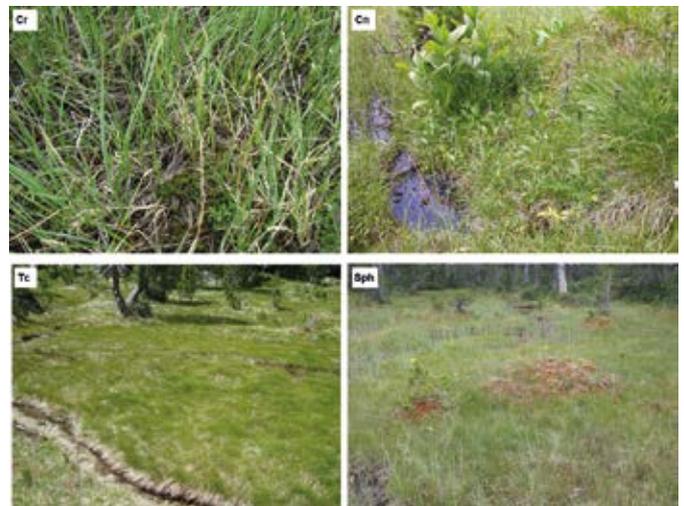
RESULTADOS

Vegetación

En el conjunto de los 30 inventarios se registraron 108 especies, 62 de las cuales son plantas vasculares y 46 son briófitos. Sólo ocho especies estaban en más del 50 % de los 30 inventarios, aunque su cobertura era muy variable.

Solo cuatro especies tenían una cobertura media de más del 10 %: dos ciperáceas (*Carex rostrata* y *Trichophorum cespitosum*), una rosácea (*Potentilla erecta*) y un musgo (*Sphagnum capillifolium*).

La clasificación numérica de los inventarios evidenció cinco tipos de comunidades vegetales (figura 3). Entre ellas, la turbera de *Carex nigra* incluye rodales de vegetación dominados por *Carex nigra* y una serie de especies características de turbera alcalina, como *Carex davalliana* o *Swertia perennis*. La turbera de *Trichophorum cespitosum* es una comunidad dominada por esta ciperácea, de régimen solígeno, ya que prospera en laderas suaves con flujo constante de agua superficial o subterránea. La turbera de *Carex rostrata* es una comunidad pobre en especies, situada a lo largo de los márgenes del lago y frecuentemente con agua por encima del nivel del suelo. Los montículos bajos de *Sphagnum* se elevan ligeramente por encima de la turbera circundante, formados por especies de *Sphagnum*, principalmente *S. magellanicum*, *S. russowii* y *S. teres*; incluyen algunas plantas higrófilas como *Viola palustris* y *Carex rostrata*, junto con *Calluna vulgaris* y *Potentilla erecta* más o menos abundantes. Los montículos altos de *Sphagnum* son más elevados, lo que resulta en una posición más alejada de la capa freática con respecto a la parte superior del montículo. Se caracterizan por especies que no pueden prosperar en sustratos inundados, como *Vaccinium myrtillus*, *Rhododendron ferrugineum* o *Pinus uncinata*, y muestran altos porcentajes de cobertura de *Sphagnum capillifolium*.



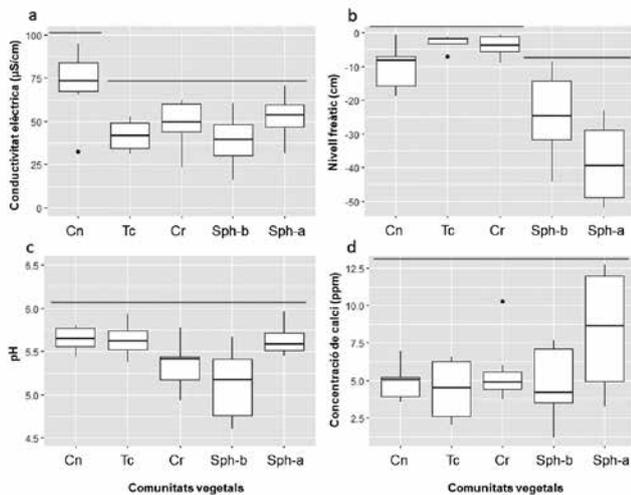
▲ **Figura 3.** Ejemplos de los tipos de vegetación estudiados: turberas de *Carex rostrata* con *Sphagnum* (Cr), de *Carex nigra* (Cn) y de *Trichophorum cespitosum* (Tc), y montículos de *Sphagnum* (Sph).

En cuanto a los tipos de suelo, todos los puntos de muestreo tenían un horizonte hístico de grosor variable entre comunidades vegetales, situado sobre un nivel arenoso que incluye gravas y limos. Los montículos bajos y altos de *Sphagnum* siempre eran turbosos (es decir, horizonte hístico o turba ≥ 30 cm), mientras que otros tipos de vegetación no eran necesariamente turbosos. Las tur-

beras de *Carex nigra* y de *Trichophorum cespitosum* mostraron los promedios de grosor de turba más bajos (33 y 41 cm, respectivamente). En relación con la saturación del suelo, para todos los tipos de vegetación, la media del nivel freático mínimo estuvo por encima de la media del nivel inferior de la turba.

Relación entre vegetación y variables ambientales

Las principales variables ambientales muestran tendencias interesantes dentro de la vegetación estudiada, aunque hay pocas diferencias claras entre las distintas comunidades vegetales (figura 4). Los valores de conductividad eléctrica en la turbera de *Carex nigra* fueron significativamente más altos que en el resto de las comunidades (ANOVA; $F = 4,12$; $p = 0,011$) (figura 4a); no se encontraron diferencias significativas en el pH entre los tipos de vegetación (ANOVA; $F = 2,75$; $p = 0,108$) (figura 4b).



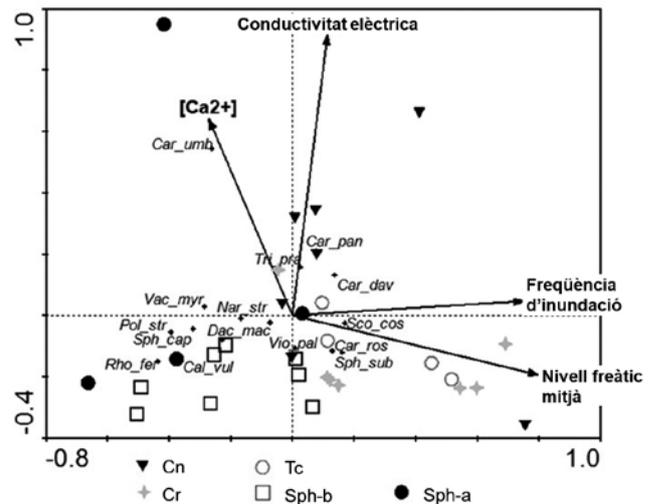
▲ **Figura 4.** Gráficos en caja para las principales variables ecológicas: conductividad eléctrica (a), pH (b), profundidad del nivel freático (c) y concentración de calcio (d) (medidas a partir de tubos de PVC de 1 m de profundidad). Las comunidades vegetales se identifican con la figura 2, y las líneas horizontales indican agrupación de comunidades en relación con cada variable.

El nivel freático medio en las dos comunidades de *Sphagnum* (montículos bajos y altos) fue significativamente más bajo que en las otras comunidades (Kruskal-Wallis; $K = 2,02$; $p = 0,002$), siendo los montículos altos los que experimentaron los niveles más bajos (de promedio, 40 cm por debajo de la superficie; figura 4c).

El calcio (Ca^{2+}) fue el ion más abundante, con un valor medio para todo el sistema de 5,56 ppm y sin diferencias significativas entre comunidades (ANOVA; $F = 3,54$; $p = 0,124$) (figura 4d). En la mayoría de los casos, el cobre, el zinc y el fósforo tenían valores por debajo del umbral de detección del método utilizado (0,2 ppm para P y 0,01 ppm para Cu y Zn), por lo que sus concentraciones no se incluyeron en el análisis estadístico.

Los principales gradientes ambientales que describen la variabilidad de la vegetación en estudio se evidencia-

ron mediante un CCA por pasos (figura 5). Los primeros dos ejes representan el 17,2 % de la varianza total (10,0 % en el primer eje y 7,2 % en el segundo). En la figura, los puntos de muestreo aparecen principalmente distribuidos a lo largo del primer eje de variación. Este eje está fuertemente relacionado con las variables del agua freática, como son el nivel freático medio y el número total de días de inundación, mientras que el segundo eje está relacionado con el contenido de minerales y nutrientes del agua, a través de la conductividad eléctrica y la concentración de calcio.



▲ **Figura 5.** Ordenación de un análisis de correspondencia canónica (CCA) que muestra los puntos de muestreo y las especies más frecuentes, respecto a las variables significativas. Las comunidades vegetales (símbolos) se identifican en la leyenda como en la figura 2. Las 15 especies que más se ajustan a la ordenación se indican por sus nombres abreviados y són (por orden alfabético): *Calluna vulgaris*, *Carex davalliana*, *Carex panicea*, *Carex rostrata*, *Carex umbrosa* ssp. *huetiana*, *Dactylorhiza maculata*, *Nardus stricta*, *Polytrichum strictum*, *Rhododendron ferrugineum*, *Scorpidium cossonii*, *Sphagnum capillifolium*, *Sphagnum subsecundum*, *Trifolium pratense*, *Vaccinium myrtillus* y *Viola palustris*.

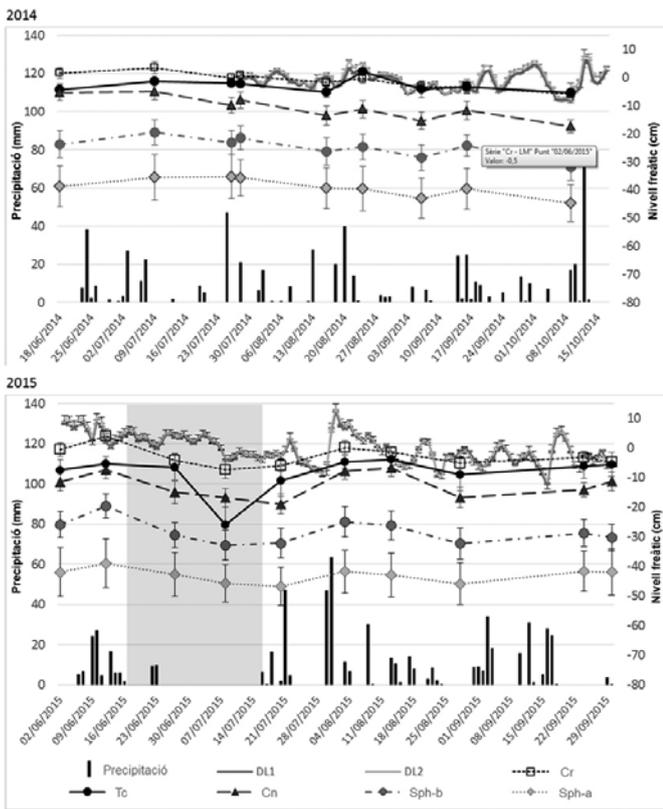
Régimen hidrológico

La profundidad del agua freática, la variable más influyente en la distribución de la vegetación, osciló desde -44 cm en las áreas más elevadas y en los montículos de *Sphagnum* hasta valores positivos (12 cm), que indican inundación, a lo largo de los márgenes del lago y de los riachuelos. Las áreas con un nivel freático medio más profundo a menudo correspondían a turberas elevadas producidas por la acumulación de turba y, por lo tanto, no se trata necesariamente de áreas marginales del sistema hidroturboso.

El nivel freático medio de 2015 fue ligeramente inferior al de 2014 en todos los puntos muestreados, aunque las diferencias no fueron significativas (Kruskal-Wallis; $K = 3,02$; $p = 0,082$), y el nivel de agua de los lagos (según los registradores automáticos de datos) también fue superior en 2014.

Respuesta del sistema a la precipitación

Para determinar la respuesta de cada tipo de vegetación a los cambios en las entradas de agua, comparamos las oscilaciones del nivel freático durante el período vegetativo con los datos de precipitación registrados en la estación meteorológica más cercana (a 2 km de distancia y a unos 500 m de altitud por encima) (figura 6). Durante los 122 días del período de estudio de 2014 hubo eventos de lluvia en 51 días, con una precipitación total de 602,4 mm, mientras que en los 121 días del período de 2015 hubo 46 días lluviosos, con un total de 594,5 mm. A pesar de la similitud de estos datos en bruto de un año a otro, el verano de 2015 incluyó un período seco notable: entre mediados de junio y mediados de julio solo hubo dos eventos de lluvia, totalizando solo 19,1 mm. Este episodio de sequía, resaltado en gris en la figura 6, es una buena oportunidad para evaluar la respuesta de las diferentes comunidades vegetales a eventos extremos.

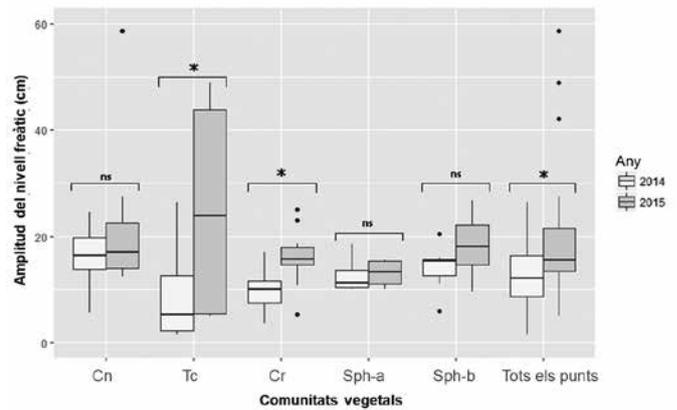


▲ **Figura 6.** Variación del nivel freático en las comunidades vegetales (identificadas como en la figura 2) y de la superficie del agua de los dos lagos (DL1, lago izquierdo; DL2, lago derecho), y precipitación registrada durante el período de estudio, 2014 y 2015. El sombreado gris corresponde al evento de sequía de 2015.

Durante 2014 el nivel freático medio fue significativamente diferente entre todas las comunidades vegetales (Kruskal-Wallis; $K = 423,38$; $p = 0,00$) excepto entre la de *Carex rostrata* y la de *Trichophorum cespitosum*, mientras que en 2015 todas las comunidades fueron significativamente diferentes en este aspecto (Kruskal-Wallis; $K = 220,46$, $p = 0,01$). No se encontraron diferencias sig-

nificativas entre los dos años de estudio dentro de cada comunidad (Kruskal-Wallis; $K = 312,31$, $p = 0,081$). Sin embargo, la amplitud del nivel freático fue significativamente mayor en 2015 que en 2014, lo que indica una mayor variabilidad durante 2015, cuando ocurrió el episodio de sequía (figura 7). Durante este episodio, la comunidad que sufrió la mayor disminución de nivel freático fue la turbera de *Trichophorum cespitosum*, que pasó de -6,5 cm a -25,9 cm (figura 6).

Con respecto a la oscilación del nivel del agua de los lagos, se detectó un pequeño retraso en la respuesta a los eventos de precipitación del lago izquierdo, ya que tardó más tiempo que el lago derecho en aumentar de nivel después de los episodios de precipitación. En 2014 la amplitud de oscilación del nivel de agua fue de 13,8 cm en el lago izquierdo y de 16,0 cm en el lago derecho, mientras que en 2015 las amplitudes fueron de 25,0 y 25,1 cm respectivamente.



▲ **Figura 7.** Amplitud de la profundidad del nivel freático en 2014 y 2015 en las comunidades vegetales muestreadas (identificadas como en la figura 2). Los asteriscos indican amplitudes significativamente diferentes entre ambos años ($P < 0,05$) y *ns* diferencias no significativas.

DISCUSIÓN

Vegetación y gradientes ecológicos

La clasificación de la vegetación de turbera en cinco tipos de comunidades es consistente con la descripción de la vegetación hecha previamente en el área utilizando el método fitosociológico (Carrillo y Ninot, 1992). Ambas clasificaciones pueden entenderse como la respuesta de las plantas a los gradientes ambientales, ya que son el resultado del ensamblaje de especies en comunidades, dentro del mosaico hidroturboso.

El nivel freático (profundidad media y número de días de inundación) es el principal gradiente ecológico que explica la variación en la vegetación. Resultados similares en estudios previos (Bragazza et al., 2005; Castelli et al., 2000; McIlroy y Allen-Diaz, 2012) también respaldan la idea de que, a escalas detalladas, el promedio y la oscilación del nivel freático forman el gradiente ecológico más importante que determina la composición y distribución de la vegetación, especialmente en las turberas de alta montaña

(Pérez-Haase y Ninot, 2017; Raulings *et al.*, 2010).

En segundo lugar, el contenido mineral del agua (evaluado a través de la concentración de iones) aparece como un gradiente relevante, igual que en otras turberas alpinas (Gredol, 1995). Los valores de pH del agua subterránea también dieron diferencias relevantes entre comunidades vegetales. Sin embargo, el pH no destacó como un gradiente ecológico determinante en la selección gradual de variables, probablemente porque sus efectos sobre la vegetación resultarían enmascarados por los del contenido mineral.

La relevancia del nivel freático y el contenido de minerales en el agua en el sistema de Trescuro es consistente con otros estudios a escalas locales en áreas de montaña, mientras que en estudios a escala regional las variables climáticas y los gradientes de pH son los factores más relevantes (Okland, 1989; Sekulová *et al.*, 2013).

La turbera de *Carex rostrata*, situada a lo largo de los márgenes del lago, se caracterizó por prosperar en el nivel freático más alto, con algunos días de inundación. Las turberas de *Trichophorum cespitosum* y de *Carex nigra* presentaron niveles freáticos mucho más variables, dependiendo de la ubicación de cada parcela en relación con los arroyos y los márgenes de los lagos. Con respecto a los montículos bajos y altos de *Sphagnum*, su nivel freático fue permanentemente bajo, ya que se encuentran elevados del resto de la turbera. Sus valores de nivel freático y de pH, y su reducida extensión superficial, los lleva a ser incluidos en los *bog hummocks*, en contraste con los *fen carpets* que incluirían el resto de turberas, siguiendo la terminología propuesta en Wheeler y Proctor (2000) y en Okland *et al.* (2001). Sin embargo, la gran variabilidad en las concentraciones de calcio encontradas en los montículos altos no se ajusta a ninguna de estas categorías. Esta variabilidad probablemente se deba al hecho de que las partes inferiores de los montículos están influenciadas por el agua de la turbera circundante, mientras que las partes más altas están influenciadas casi exclusivamente por el agua de lluvia. Por lo tanto, los montículos tienen condiciones de transición entre las minerotróficas y las ombrotólicas (Rydin y John, 2006). Las turberas de *Sphagnum* pirenaicas representan la ubicación más al sur de estos tipos de comunidades, por lo que están al borde de la extinción desde una perspectiva geográfica (Harrison *et al.*, 2006; Joosten *et al.*, 2017). La alta dependencia de estas turberas de la precipitación significa que la disminución de las precipitaciones hacia el sur en Europa podría convertirse en una amenaza relevante para estos valiosos hábitats (Hedwall *et al.*, 2017; Strack, 2008).

Respuesta del sistema a las variaciones de entrada de agua

En los últimos 50 años ha habido una frecuencia creciente de períodos de sequía durante los meses de verano. Cada década, la temperatura del verano ha aumentado 0,4 °C y la precipitación ha disminuido alrededor de 28 mm (OPCC, 2014; Serra *et al.*, 2006). Además, es muy probable que estas tendencias aumenten en toda Europa central y en el área mediterránea en las próximas décadas (IPCC, 2013).

Las turberas son muy sensibles a estas variaciones

climáticas, principalmente al impacto negativo que tienen los períodos de sequía de verano en el régimen hidrológico (Fenner y Freeman, 2011; Romanowicz *et al.*, 1993) y, posteriormente, en la vegetación que depende del agua freática poco profunda y de la escorrentía superficial (Breeuwer *et al.*, 2009). Además, cuando el nivel freático cae por debajo del punto de inflexión de -24 cm, la respiración de la turbera aumenta significativamente por una mayor actividad fúngica (Jassey *et al.*, 2018). Sin embargo, la respuesta de los diferentes tipos de comunidad de un sistema hidroturboso a la sequía debe variar de acuerdo con la resistencia particular de las especies de plantas y los tipos de vegetación (Breeuwer *et al.*, 2009; Harrison *et al.*, 2006).

El período de sequía que tuvo lugar en verano de 2015, consistente en 22 días sin precipitaciones y con niveles muy bajos de humedad atmosférica, fue una gran oportunidad para analizar la respuesta de la vegetación turbosa a tal perturbación. Además, la temperatura mensual promedio fue 3,5 °C más alta que la temperatura promedio de julio de 30 años atrás (de 1961 a 1990) (SMC, 2015). Este estudio de caso es muy significativo, ya que los eventos de sequía representan una amenaza real para las turberas pirenaicas.

De acuerdo con la respuesta hidrológica registrada en los 30 puntos de muestreo en el sistema de Trescuro, las distintas comunidades vegetales respondieron de manera similar a la entrada y salida de agua regular, pero mostraron diferencias notables después del evento de sequía extrema. La comunidad de *Carex rostrata* de los márgenes lacustres respondió muy fielmente a las oscilaciones del nivel de agua de los lagos y, por lo tanto, su nivel freático descendió una media de 5 cm durante el evento de sequía.

La turbera de *Carex nigra*, situada cerca de arroyos o incluso de la orilla lacustre, mostró una mayor capacidad de amortiguación de agua y resistencia a la sequía, ya que mantuvo un nivel freático relativamente constante durante los veranos de 2014 y de 2015. Esto puede deberse en parte a la mayor capacidad de retención de agua de los suelos correspondientes, de textura más fina y turbosos.

Los montículos de *Sphagnum*, especialmente los más elevados, incluyen una transición desde las condiciones minerotróficas en las partes inferiores a la ombrotrofia en la parte superior. Esta estructura hace que se retenga el agua de precipitación (van Breemen, 1995) y se ralentice su acceso al agua freática. Por lo tanto, el nivel freático permaneció localmente más estable, incluso con valores de amplitud más bajos en 2015, incluido el evento de sequía (figura 6).

En cambio, la turbera solígena de *Trichophorum cespitosum* se mostró muy dependiente del flujo de agua superficial, que responde principalmente al régimen de precipitación. En el sistema de Trescuro, esta comunidad se ubica principalmente en la zona periférica, que es el área más sensible a los episodios de sequía. Durante los primeros días del período de sequía de 2015, el nivel freático medio de esta comunidad se mantuvo en niveles similares a los del período en que recibía agua de escorrentía. Sin embargo, cuando se alcanzó un umbral crítico de sequía, la entrada superficial cesó y el nivel freático cayó

más de 20 cm de promedio. Algunos de los tubos registradores resultaron completamente secos, lo que indica que el nivel del agua estaba por debajo de los 100 cm. Estas características hacen que este tipo de comunidad sea el más sensible a los episodios de sequía de verano.

En suelos turbosos, la franja capilar mantiene el suelo saturado de agua por encima del nivel freático (Wheeler, 1999). Esto mantiene las condiciones anóxicas (o hipóxicas) en la zona principal de enraizamiento y, en consecuencia, puede tener un papel determinante en la vegetación. Sin embargo, en los rodales de turbera solígena de *Trichophorum* más afectados es improbable que la franja capilar influya en la zona de enraizamiento cuando el nivel freático se mantiene tan profundo. Por lo tanto, los procesos ecológicos relacionados con la reducción de la capa freática afectarían a las áreas que muestran valores extremadamente bajos de nivel freático.

Además, la reducción notable de la capa freática puede conducir a una disminución del estrés por anegamiento en las raíces, lo que es especialmente relevante para las plantas no adaptadas a suelos saturados. Esto podría conducir a la colonización por parte de especies no adaptadas al anegamiento, como son las ericáceas subarborescentes y otras plantas leñosas (Belyea y Baird, 2006; Breeuwer *et al.*, 2009; Dise, 2009). Por lo tanto, una mayor frecuencia de los períodos de sequía conducirá a una mayor oxige-

nación del suelo, lo que debilitará las especies de turbera y permitirá el asentamiento de especies leñosas, como *Pinus uncinata* y ericáceas (Heijmans *et al.*, 2013). Dado que la turbera boscosa resultante tiene una mayor evapotranspiración que la turbera abierta, la retroalimentación positiva puede mejorar la invasión de las plantas leñosas y, por lo tanto, causar una reducción en el tamaño de la turbera (Hedwall *et al.*, 2017; Holmgren *et al.*, 2015). Esto podría estar sucediendo en el sistema de Trescuro, donde en las últimas décadas la cubierta arbórea ha aumentado del 20 % a casi el 35 % (figura 8). En resumen, nuestros datos indican que las turberas son resistentes a los cambios ambientales hasta cierto nivel de perturbación, pero que pueden cambiar a nuevos estados cuando se alcanza un punto crítico, tal como describen Heijmans *et al.* (2013).

Aunque todo el sistema hidroturboso de Trescuro está interconectado, hubo respuestas particulares dentro del sistema después de eventos extremos. Dado que el río principal entra exclusivamente en el lago derecho, los aumentos en el flujo ocurrieron después de fuertes eventos de lluvia (figura 6) o después del deshielo generalizado a principios de verano, produciendo aumentos rápidos en su nivel de agua. Estos efectos fueron mucho menos notables en el lago izquierdo, que se alimenta principalmente de pequeñas corrientes superficiales (figura 2) y que, por lo tanto, está más influenciado por el régimen de precipi-



▲ **Figura 8.** El sistema de Trescuro incluye pequeños rodales de bosque turboso que, durante las últimas décadas, se han densificado y expandido a partir de la colonización de los montículos de *Sphagnum* por parte de juveniles de *Pinus uncinata*.

tación. Esto sugiere que las turberas relacionadas con el lago derecho serían más sensibles a las variaciones significativas en el flujo del río, ya sea causadas por una tormenta como por variaciones en la gestión hidroeléctrica del agua, mientras que las situadas en áreas periféricas alrededor del lago izquierdo se verían más afectadas por eventos de sequía.

CONCLUSIONES

El régimen hidrológico, específicamente las variaciones en el nivel freático, constituye el gradiente ecológico más significativo para la distribución de la vegetación de turbera a escala local. La dinámica comparativa del nivel del agua en los lagos y en las comunidades de turbera que presentamos contribuye a una mejor comprensión del funcionamiento de las turberas alpinas. La respuesta a eventos extremos es distinta en cada comunidad vegetal, pero también depende de la situación de cada comunidad dentro del mosaico del sistema hidroturboso a escala fina, lo que sugiere que el sistema resiste parcialmente eventos extremos como los evaluados en este estudio.

Sin embargo, si la frecuencia de tales eventos aumenta, como predicen los modelos climáticos, es probable que las turberas pirenaicas sufran graves consecuencias, e incluso terminen desapareciendo. En Trescuro hemos mostrado que las comunidades solígenas que dependen del flujo del agua superficial, a menudo situadas en las partes marginales del sistema, son las unidades más sensibles a los eventos de sequía. Tales eventos pueden incentivar la invasión de los árboles y, posteriormente, la reducción de turbera. Por lo tanto, el monitoreo detallado de turberas que dependen de las aguas de escorrentía sería muy valioso como evaluación de los efectos de los eventos de sequía en las turberas de sistemas alpinos meridionales.

Este estudio de caso es una contribución científica a las buenas prácticas para la gestión y las estrategias de conservación de las turberas en un contexto de cambio climático global. Esto es particularmente importante en los paisajes montañosos del sur de Europa, donde las turberas de montaña se encuentran en su límite biogeográfico y están sujetas a condiciones ecológicas muy restrictivas.

AGRADECIMIENTOS

Queremos agradecer al personal gestor del Parque Nacional de Aiguestortes i Estany de Sant Maurici las facilidades dadas para el muestreo; a algunos estudiantes (Violeta Martínez, Amaia Mujika, Marc Arimany, Eulàlia Pladevall, Nil Escolà y Marc Fradera) la ayuda brindada en las tareas de campo y la gestión de datos, y a Albert Ferré la elaboración de la figura 2.

BIBLIOGRAFÍA

- ALDASORO J. J., AEDO C., MUÑOZ J., de HOYOS C., VEGA J. C., NEGRO A. Y MORENO G. (1996). A survey on Cantabrian mires (Spain). *Anales del Jardín Botánico de Madrid* 54: 472-489.
- BELYEA L. R. Y BAIRD A. J. (2006). Beyond "The limits to peat bog growth": Cross-scale feedback in peatland development. *Ecological Monographs* 76(3): 299-322.
- BRAGAZZA L. Y GERDOL R. (1999). Hydrology, groundwater chemistry and peat chemistry in relation to habitat conditions in a mire on the South Eastern Alps of Italy. *Plant Ecology* 144(2): 243-256.
- BRAGAZZA L., RYDIN H. Y GERDOL, R.(2005). Multiple gradients in mire vegetation: A comparison of a Swedish and an Italian bog. *Plant Ecology* 177(2): 223-236.
- BREEUWER A., ROBROEK B. J. M., LIMPENS J., HEIJMANS M. M. P. D., SCHOUTEN M. G. C. Y BERENDSE F. (2009). Decreased summer water table depth affects peatland vegetation. *Basic and Applied Ecology* 10(4): 330-339.
- BRIDGHAM S. D., PASTOR J., JANSSENS J. A., CHAPIN C. Y MLTERRER T. J. (1996). Multiple limiting gradients in peatlands. *The Society of Wetland Scientists* 16: 45-65.
- CARRILLO E., BRUGUÉS M., CARRERAS J., CROS R. M., FERRÉ A. et al. (2008). Singularitat de la vegetació de les reserves integrals de Trescuro i d'Aiguamòg. *VII Jornades sobre recerca al Parc Nacional d'Aiguestortes i Estany de Sant Maurici*: 177-192. Generalitat de Catalunya, Lérida.
- CARRILLO E. Y NINOT J. M (1992). *Flora i vegetació de les valls d'Espot i de Boí*. Institut d'Estudis Catalans (Arxius de la Secció de Ciències 99-2), Barcelona.
- CASTELLI R. M., CHAMBERS J. C. Y TAUSCH R. J. (2000). Soil-plant relations along a soil-water gradient in great basin riparian meadows. *Wetlands* 20(2): 251-266.
- COLOMER J., PÉREZ-HAASE A., CARRILLO E., VENTURA M. Y NINOT J. M. (2019). Fine-scale vegetation mosaics in Pyrenean mires are driven by complex hydrological regimes and threatened by extreme weather events. *Ecology* 100(2): e2070.
- DIRECTIVA 92/43/CEE de 21 de mayo 1992 *Relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres*. Official Journal L 206.
- DISE N. B. (2009). Peatland Response to Global Change. *Science* 326(5954): 810-811.
- ESSL F., DULLINGER S., MOSER D., RABITSCH W. Y KLEINBAUER I. (2012). Vulnerability of mires under climate change implications for nature conservation and climate change adaptation. *Biodiversity and Conservation* 21: 655-669.
- FENNER N. Y FREEMAN, C. (2011). Drought-induced carbon loss in peatlands. *Nature Geoscience* 4(12): 895-900.
- GENERALITAT DE CATALUNYA (2007). *Estany de Trescuro. Inventari de zones humides de Catalunya*. 577-579.
- GERDOL R. (1995). Community and species-performance patterns along an alpine poor-rich mire gradient. *Journal of Vegetation Science* 6: 175-182.
- HARRISON P. A., BERRY P. M., BUTT N. Y NEW M. (2006). Modelling climate change impacts on species' distributions at the European scale: Implications for conservation policy. *Environmental Science and Policy* 9(2): 116-128.

- HEDWALL P.-O., BRUNET J. Y RYDIN H. (2017). Peatland plant communities under global change: negative feedback loops counteract shifts in species composition. *Ecology* 98(1): 150-161.
- HEIJMANS M. M. P. D., VAN DER KNAAP Y. A. M., HOLMGREN M. Y LIMPENS J. (2013). Persistent versus transient tree encroachment of temperate peat bogs: Effects of climate warming and drought events. *Global Change Biology* 19(7): 2240-2250.
- HOLMGREN M., LIN C. Y., MURILLO J. E., NIEUWENHUIS A., PENNINKHOF J. *et al.* (2015). Positive shrub-tree interactions facilitate woody encroachment in boreal peatlands. *Journal of Ecology* 103(1): 58-66.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) (2013). *Regional Climate Projections*. IPCC Fifth Assessment Report: Climate Change.
- JANSSEN J. A., RODWELL J., GARCIA CRIADO M., GUBBAY S., HAYNES T. *et al.* (2016). *European red list of habitats*. Luxembourg: Publications Office of the European Union.
- JASSEY V. E. J., RECZUGA M. K., ZIELIŃSKA M., SŁOWIŃSKA S., ROBROEK B. J. M. *et al.* (2018). Tipping point in plant-fungal interactions under severe drought causes abrupt rise in peatland ecosystem respiration. *Global Change Biology* 24: 972-986.
- JIMENEZ-ALFARO B., HAKEK M., EJRNAES R., RODWELL J., PAWLIKOWSKI P. *et al.* (2014). Biogeographic patterns of base-rich fen vegetation across Europe. *Applied Vegetation Science* 17: 367-380.
- JONES-WALTERS L. Y SUMMARY E. (2010). *Peatlands in Ecological Networks in Europe* (November). ECNC-European Centre for Nature Conservation, 1-12.
- JOOSTEN H., TANNEBERGER F. Y MOEN A. (2017). *Mires and peatlands of Europe. Status, distribution and conservation*. Stuttgart (Alemania): Schweizerbart Science Publishers.
- LEPŠ J. Y SMILAUER P. (2003). *Multivariate analysis of ecological data using CANOCO*. Cambridge (Reino Unido): Cambridge University Press.
- MALMER N. (1986). Vegetational gradients in relation to environmental conditions in northwestern European mires. *Canadian Journal of Botany* 64(2): 375-383.
- MCILROY S. K. Y ALLEN-DIAZ B. H. (2012). Plant community distribution along water table and grazing gradients in montane meadows of the Sierra Nevada Range (California, USA). *Wetlands Ecology and Management* 20(4): 287-296.
- OKLAND R. (1989). Hydromorphology and phytogeography of mires in inner Ostfold and adjacent part of Akershus, SE Norway, in relation to regional variation in SE Fennoscandian mires. *Opera Botanica* 97: 1-122.
- OKLAND R. H., OKLAND T. Y RYDGREN K. (2001). A Scandinavian perspective on ecological gradients in north-west European mires: Reply to Wheeler and Proctor. *Journal of Ecology* 89(3): 481-486.
- OKSANEN J., BLANCHET F., GUILLAUME FRIENDLY M., KINDT R., LEGENDRE P., MCGLINN D., MINCHIN P. R., WAGNER H. (2015). *Vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.4-2.
- OPCC (Observatorio Pirenaico del Cambio Climático) (2014). *Proyecto OPCC-POCTEFA*. Resultados Mayo 2014 [en línea]. Consultado el 28 de agosto de 2017 en http://www.opcc-ctp.org/images/PROYECTO_OPCC-POCTEFA_2015_ES_BAJA.pdf.
- PÉREZ-HAASE A., CARRILLO E., BATRIU E. Y NINOT J. M. (2012). Diversitat de comunitats vegetals a les molles de la Vall d'Aran (Pirineus centrals). *Acta Botanica Barcinonensis* 53: 61-112.
- PÉREZ-HAASE A. Y NINOT J. M. (2017). Hydrological heterogeneity rather than water chemistry explains the high plant diversity and uniqueness of a Pyrenean mixed mire. *Folia Geobotanica* 52: 143-160.
- R CORE TEAM. (2013). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing. Viena (Austria).
- RAEYMAEKERS G. (2000). *Conserving mires in the European Union*. Actions co-financed by LIFE-Nature (Vol. 216). Luxemburgo.
- RAULINGS E. J., MORRIS K., ROACHE M. C. Y BOON P. I. (2010). The importance of water regimes operating at small spatial scales for the diversity and structure of wetland vegetation. *Freshwater Biology* 55(3): 701-715.
- ROMANOWICZ E. A., SIEGEL D. I. Y GLASER P. H. (1993). Hydraulic reversals and episodic methane emissions during drought cycles in mires. *Geology* 21: 231-234.
- RYDIN H. Y JOHN J. (2006). *The Biology of Peatlands*. Oxford University Press.
- SEKULOVÁ L., HÁJEK M. Y SYROVÁTKA V. (2013). Vegetation-environment relationships in alpine mires of the West Carpathians and the Alps. *Journal of Vegetation Science* 24: 1118-1128.
- SERRA C., BURGUEÑO A., MARTÍNEZ M. D. Y LANA X. (2006). Trends in dry spells across Catalonia (NE Spain) during the second half of the 20th century. *Theoretical and Applied Climatology* 85: 187-203.
- Sjörs H. (1950). On the relation between vegetation and electrolytes in north Swedish mire waters. *Nordic Society Oikos* 2(2): 241-258.
- Sjörs H. (2002). Calcium and pH in north and central Swedish mire waters. *Journal of Ecology* 90(4): 650-657.
- SMC (Servei Meteorològic de Catalunya) (2015). *El juliol de 2015 ha estat excepcionalment càlid*. Consultado el 5 de septiembre de 2016 en http://premsa.gencat.cat/pres_fsvp/AppJava/notapremsaww/287114/ca/juliol-2015-excepcionalment-calid.do
- SMC (Servei Meteorològic de Catalunya) (2016). *Anuari de dades meteorològiques 2016*.
- STRACK M. (2008). *Peatlands and Climate Change*. (I. P. Society, Ed.). Jyväskylä (Finlandia).
- VAN BREEMEN, N. (1995). How Sphagnum bogs down other plants. *Trends in Ecology & Evolution* 10(7): 366-368.
- WHEELER B. D. (1999). Water and plants in freshwater wetlands. En Baird, A. J. y Wilby, R. I. (eds) *Eco-hydrology. Plants and water in terrestrial and aquatic environments*. pp. 127-180. Routledge, Londres (Reino Unido).
- WHEELER B. D. Y PROCTOR M. C. F. (2000). Ecological gradients, subdivisions and terminology of north-west European mires. *Journal of Ecology* 88(2): 187-203.



~ Lago y sistema hidroturboso de Trescuro ~



~ Turbera de esfagnos asociada a un riachuelo, en Liat ~

HÁBITATS DE INTERÉS COMUNITARIO EN LOS HUMEDALES DE ALTA MONTAÑA DE AIGÜESTORTES Y DEL ALT PALLARS: DISTRIBUCIÓN, IMPACTOS Y AMENAZAS

Aaron PÉREZ-HAASE (1), Josep M. NINOT (1), EfreM Batriu (1), Eulàlia PLADEVALL-IZARD (1), Jaume ESPUNY (1), Alba ANADON-ROSELL (1, 2), Arnau MERCADÉ (1), Albert FERRÉ (1) y Empar CARRILLO (1)

1. Instituto de Investigación de la Biodiversidad (IRBio) y Departamento de Biología Evolutiva, Ecología y Ciencias Ambientales. Universidad de Barcelona. Av. Diagonal, 643, 08028 Barcelona, Cataluña, España.

2. Institute of Botany and Landscape Ecology, Universidad de Greifswald, Soldmannstrasse, 15, 17487 Greifswald, Alemania.

RESUMEN

Este trabajo expone los principales resultados de un estudio diagnóstico de los hábitats de humedal de alta montaña que se encuentran en los lugares de interés comunitario (LIC) Aigüestortes y Alt Pallars, con el objetivo de construir una base sólida para su gestión conservativa. El estudio comprende 3 niveles de aproximación: una cartografía general de las unidades de paisaje identificables como humedales, mayores de 1.500 m²; un muestreo extensivo de los hábitats de interés comunitario (HIC) localizados a lo largo de 15 valles principales repartidos por los 2 LIC, y un muestreo intensivo de 13 sistemas de humedal relevantes por su extensión y complejidad. A partir sobre todo de los resultados de los 2 primeros niveles de aproximación, se caracterizan los HIC de humedal en términos de distribución geográfica y ecológica, de singularidad e interés naturalístico, y de afectaciones derivadas de las actividades antrópicas.

El conjunto de humedales estudiado comprende 8 HIC –además de otros tipos de hábitats ligados al agua–, algunos de los cuales están restringidos a muy pocas localidades, y acoge 19 especies vegetales que se encuentran en diferentes categorías de amenaza o que son de elevado interés biogeográfico y ecológico. Entre ellas, hay algunas especies de *Carex* o de *Sphagnum* conocidas de muy pocas localidades pirenaicas. Hay que considerar que tanto los HIC raros como las especies especialistas se encuentran a menudo muy dispersas en el complejo mosaico de ecosistemas pirenaico, lo que supone un reto para su gestión conservativa. En general, el estado de conservación de los humedales en estas áreas protegidas es bueno, si bien el uso ganadero representa una amenaza en algunas localidades donde se concentra el ganado mayor. La frecuentación por parte de excursionistas y los usos hidroeléctricos generan también afectaciones a las turberas, si bien de manera más puntual.

INTRODUCCIÓN

Los humedales de alta montaña, también llamados extensivamente turberas, son ecosistemas de condiciones particulares, debido a que el suelo se encuentra anegado de agua, al menos durante la mayor parte del período vegetativo. Esto supone importantes limitaciones para las plantas y otros organismos que viven en el suelo, que se encuentra en condiciones de hipoxia o anoxia. Las plantas vasculares de las turberas son casi siempre hierbas vivaces, sobre todo ciperáceas formadoras de rizomas y céspedes más o menos densos, y son especialistas ecológicas de hábitat bastante restringido. Las comunidades vegetales de turbera suelen incluir briófitos, que no se ven afectados negativamente por el hecho de que el suelo esté empapado. Más bien, este hecho puede favorecerles respecto a las plantas vasculares, por lo que diferentes especies de musgos pueden tomar un gran protagonismo en las turberas (Vigo, 2009; Vitt, 2006).

Otro hecho común en las turberas es la baja concentración de nutrientes minerales que presentan sus aguas, que de hecho son un medio entre moderada y extremadamente oligotrófico y ácido, situación que se traduce en unas tasas de crecimiento vegetal entre moderadas y bajas. Aunque la producción primaria sea relativamente baja, la poca oxigenación del suelo hace que los restos vegetales que se incorporan al mismo (raíces y partes aéreas caídas) y otros restos orgánicos se descompongan muy lentamente, y que, por tanto, se acumule materia orgánica en forma de turba. Cuando esta turba forma un horizonte de más de 30-40 cm de espesor, se habla propiamente de turberas (Rydin y Jeglum, 2006).

Dentro de las turberas, las pequeñas variaciones que se dan en el régimen de inundación, en las propiedades químicas del agua o en las derivadas de la propia dinámica de la vegetación favorecen la coexistencia de ambientes bastante diferenciados, poblados por comunidades vegetales a veces contrastadas (Pérez-Haase y Ninot, 2017). Así, las áreas donde domina el agua de origen freático, o



▲ **Figura 1.** La mayor parte de turberas pirenaicas aparecen en forma de superficies reducidas e irregulares, generalmente siguiendo pequeños cursos de agua y rellanos asociados, como ocurre en Estanyeres.

que en general ha transcurrido a través del suelo, llevan comunidades vegetales minerogénicas, ya que estas aguas contienen cantidades apreciables de minerales disueltos. Suelen ser áreas llanas o de poca pendiente, que llevan comunidades de plantas dominadas por ciperáceas. En otras ocasiones, en cambio, se forman turberas alimentadas por el agua de lluvia, llamadas por este motivo ombrogénicas. Allí toman protagonismo los musgos del género *Sphagnum* que, con su crecimiento vertical, forman comunidades vegetales abombadas, que quedan siempre por encima del nivel freático. Se trata de comunidades sumamente oligotróficas, casi siempre con un buen espesor de turba, y que, a menudo, experimentan una cierta desecación en las partes superiores, donde arraigan plantas menos adaptadas a los suelos empapados (Bragazza y Gerdol, 1999; Rydin y Jeglum, 2006).

En las montañas de tipo alpino, las turberas se encuentran restringidas sobre todo a la alta montaña. En los Pirineos, aparecen a entre unos 1.000 m y 2.500 m de altitud, y son más frecuentes y extensas en el piso subalpino. Tanto desde el punto de vista de su contenido biológico como de su funcionamiento, estos ecosistemas de alta montaña corresponden a las turberas que ocupan grandes extensiones en muchos paisajes de menos altitud de los biomas templados y fríos (Casanovas, 1991; Bragazza y Gerdol, 1999; Damman *et al.*, 1987). Pero en las montañas de tipo alpino, debido a que la fisiografía es muy compleja y abrupta, estos ecosistemas ocupan extensiones mucho

más reducidas, ligadas a las unidades de relieve donde el agua freática se mantiene cerca de la superficie del suelo, tales como márgenes de lagos, fondos de cubetas glaciares o bordes de arroyos o de fuentes (figura 1). Esta limitación en su extensión es particularmente patente en los Pirineos, dada su posición fronteriza entre la región medioeuropea y la región mediterránea. Así, si las turberas pueden ser todavía bastante extensas en gran parte de los Alpes, en los Pirineos casi siempre ocupan superficies reducidas, a menudo de decenas de metros cuadrados o menos (Ninot *et al.*, 2017).

Esta reducción en la extensión que las turberas toman en la mayor parte de los Pirineos no impide que las comunidades de plantas y otros organismos asociados sean del todo comparables a las que se encuentran en otros paisajes alpinos y de latitudes más septentrionales, con las que comparten gran parte de las especies (Jiménez-Alfaro *et al.*, 2012). En este contexto, se entiende que los ecosistemas de turbera sean susceptibles de protección en las montañas alpinas, ya que buena parte de las especies especialistas se encuentran allí en forma de poblaciones muy dispersas, a menudo con pocos efectivos, y muchas veces en el límite de distribución geográfica hacia la región mediterránea. Las turberas también destacan por el impor-

tante papel que tienen como reguladoras del ciclo del agua en las montañas y como almacén de carbono orgánico.

En las áreas naturales protegidas, las turberas se encuentran bajo el amparo de la reglamentación propia de estas áreas, común a otros ecosistemas. Pero hay que tener en cuenta que, incluso en las áreas protegidas, estos ecosistemas singulares son objeto de presiones y amenazas propios, tales como la explotación hidroeléctrica (Catalan, 1997), que modifica los cursos de agua superficiales y, por tanto, las condiciones ecológicas de las turberas; el pastoreo de ganado doméstico, que a menudo se concentra particularmente en los humedales; la frecuentación por parte de visitantes, ya que los senderos de montaña transcurren a menudo a lo largo de arroyos y lagos, y también el cambio climático, que se manifiesta con sequías de primavera y de verano cada vez más frecuentes. Por ello, dentro del proyecto LIFE+ LimnoPirineus, abordamos un estudio diagnóstico de los hábitats de turbera más singulares que se encuentran en los lugares de interés comunitario (LIC, en adelante) Aigüestortes y Alt Pallars, con el objetivo de que sea una base sólida para su gestión conservativa.

OBJECTIVO

El objetivo de este trabajo es elaborar un diagnóstico de los hábitats de interés comunitario (HIC, en adelante) de turbera que se encuentran en los LIC Aigüestortes y Alt Pallars, desde los puntos de vista de su distribución geográfica y ecológica, su interés naturalístico y patrimonial, las alteraciones antrópicas que les afectan y las amenazas de las que son objeto. El estudio correspondiente se basa en un amplio muestreo hecho a distintos niveles, que incluye una cartografía general de los ecosistemas de turbera, un muestreo extensivo de los HIC de turbera a lo largo de diferentes valles y un muestreo intensivo de estos HIC en una docena de localidades particularmente complejas en cuanto a la hidrografía y al mosaico de turberas que acogen.

Dado el volumen y la complejidad de los datos obtenidos, en este trabajo exponemos los resultados más globales de este estudio y principalmente los derivados de la cartografía general y del muestreo extensivo de los HIC, mientras que utilizamos solo parcialmente los del estudio intensivo.

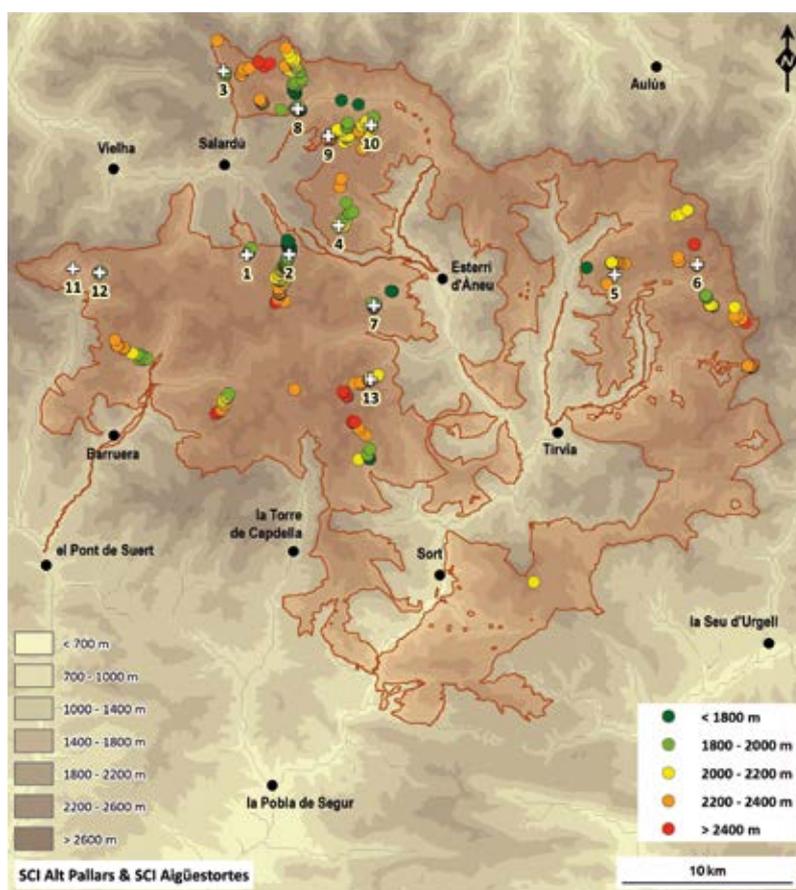
MATERIAL Y MÉTODOS

Área de estudio

El estudio se ha llevado a cabo en los LIC Aigüestortes (ES0000022) y Alt Pallars (ES5130003), ambos situados en el noroeste de Cataluña (figura 2). El LIC Aigüestortes ocupa una superficie de 56.033 ha, donde la alta montaña está

muy bien representada; la altitud varía entre los 1.200 m y los 3.023 m. En cuanto a los materiales geológicos, se encuentran sobre todo granitos –que forman el núcleo del LIC y sus relieves más emblemáticos– y pizarras, y en el sector oriental aparecen materiales calcáreos. El LIC Alt Pallars ocupa una superficie mayor, con un total de 77.112 ha, y se extiende desde aproximadamente 600 m, a 3.143 m de altitud. En la alta montaña, predominan las lutitas y esquistos, pero también están presentes otros tipos de sustratos (granitos, calizas). Ambos espacios naturales, en cotas altas, presentan relieves moldeados por antiguos glaciares, donde resultan frecuentes las cubetas de sobrecavación y los depósitos morénicos. Estas formas promueven la aparición de áreas húmedas, ya sea directamente por inundación o por la presencia de fuentes.

▼ **Figura 2.** Mapa del área de estudio (coloreada), correspondiente a los LIC Aigüestortes y Alt Pallars. Se representan los puntos del estudio extensivo donde se han georreferenciado HIC, en colores diferentes según la categoría de altitud, y los sistemas complejos donde se ha hecho el estudio intensivo: 1) Bassa Nera-Era Planhòla; 2) Ruda-Locampo-Saboredo; 3) Plan de Tor; 4) Clots de Rialba; 5) Ribera de Boldís; 6) Plans de Sotllo; 7) Estanyeres; 8) cabaña de Parros; 9) Portilhon de Marimanha; 10) Ras de Bonabé; 11) Pleta de Molières; 12) Vall de Conangles, y 13) Trescuro.



Cartografía general de turberas

Con el fin de localizar las principales áreas a muestrear, a lo largo de los años 2014 y 2015 elaboramos una cartografía de los humedales de alta montaña de ambos LIC,

que incluye los sistemas de turberas de superficie aproximadamente mayor de 1.500 m². Esta cartografía se realizó manualmente mediante la fotointerpretación de ortoimágenes detalladas (escalas 1:2.500 y 1:5.000), tanto en color como en infrarrojo (ICGC, 2019; <http://www.icc.cat/vissir3/index.html?4v6vMyiv5>). Según la pendiente y la forma del humedal, las asignamos a la categoría de valle, cuando este se encontraba en un fondo de valle (y se anotaba si coincidía con un sistema lacustre), o a la categoría de fuente, cuando aparecía en una surgencia o bien siguiendo un arroyo. Esta cartografía es aproximada y no se ha validado posteriormente en campo.

Muestreo extensivo de los hábitats de interés comunitario

Para desarrollar este muestreo, seleccionamos 15 valles principales (figura 2), de acuerdo con los siguientes criterios: 1) la proximidad con las turberas cartografiadas a escala 1:50.000 (Cartografía de los hábitats en Cataluña; GEOVEG, 2019) y con la cartografía elaborada por nosotros; 2) la presencia de sustratos calcáreos (más escasos que los silicios), y 3) el área de influencia atlántica.

Comenzamos los muestreos de campo en 2014 y los terminamos en 2019. Durante las campañas de campo, todas de verano para asegurar el desarrollo correcto de la vegetación, se visitaban las turberas cartografiadas en los 15 valles de partida y se anotaba con GPS (precisión aproximada de 10 m) la coordenada de todos los hábitats de turbera que podían ser atribuidos a un HIC. En cada punto o coordenada, se anotó: a) hábitat corine, b) código hic, c) perturbaciones, d) amenazas, y e) especies amenazadas o endémicas.

Los HIC considerados son los siguientes (Carreras *et al.*, 2015):

- 3160 Lagos y lagunas naturales distróficos
- 4020* Brezales húmedos atlánticos de zonas templadas de *Erica ciliaris* y *Erica tetralix*
- 7110* Turberas elevadas activas
- 7140 Mires de transición (tremedales)
- 7220* Manantiales petrificantes con formación de tuf (*Cratoneurion*)
- 7230 Turberas minerotróficas alcalinas
- 7240* Formaciones pioneras alpinas del *Caricion maritimae*
- 91D0* Turberas boscosas

Las perturbaciones evaluadas corresponden a las causadas por grandes herbívoros, muy principalmente debidas al ganado doméstico. Las dividimos en perturbación por pisoteo y perturbación por herbivorismo, y evaluamos su intensidad empleando una escala de 4 unidades.

En el caso del herbivorismo, el significado de la escala es el siguiente: 0: sin herbivorismo; 1: herbivorismo bajo, presencia de señales leves de herbivorismo; 2: herbivorismo medio, más de un 10 % de las plantas con señales de herbivorismo, y 3: herbivorismo alto, más de un 50 % de las plantas con señales de herbivorismo en el momento de la visita.

En el caso del pisoteo, el significado de la escala es el siguiente: 0: sin pisoteo; 1: pisoteo bajo, que causa com-

pactación del suelo; 2: pisoteo medio, con compactación e inicio de desestructuración del suelo, con huellas del ganado observables, y 3: pisoteo alto, con suelo desnudo a la vista fruto del tráfico del ganado.

Las amenazas consideradas fueron las siguientes: 1) pastoreo bovino, equino y ovino; 2) caminos de excursionistas (turismo); 3) presencia de pistas forestales; 4) captaciones de agua; 5) reforestación espontánea, y 6) erosión. Más concretamente, la simple presencia de rebaños y turistas en la turbera (o cerca) fue considerada señal de amenaza potencial, aunque no necesariamente causara problemas de conservación en el momento del muestreo. Consideramos que la presencia de árboles (muy a menudo jóvenes) cerca del punto GPS (aproximadamente a menos de 10 m) era una amenaza potencial.

También consignamos la presencia de especies de interés, tanto plantas vasculares como briófitos. En concreto, tuvimos en cuenta la presencia de especies incluidas en las categorías de amenaza de la legislación catalana de protección de flora (Cataluña, 2008, 2015) o del Libro rojo de las plantas vasculares endémicas i amenazadas de Cataluña de Sáez *et al.* (2010) y otras por razón de su interés biogeográfico o ecológico, a criterio de los autores.

A fin de conocer con más detalle la distribución ecológica de las turberas, las caracterizamos considerando las siguientes variables: 1) altitud (muy correlacionada con la temperatura media anual); 2) sustrato geológico, a partir de una versión simplificada del *Mapa de clases litológicas de importancia forestal* (Conesa *et al.*, 2010); 3) pendiente, y 4) índice de continentalidad, que es la media de las máximas del mes más cálido (julio) menos la media de las mínimas del mes más frío (enero).

Muestreo intensivo de sistemas complejos de turberas

Para este muestreo, escogimos 13 localidades donde las turberas forman sistemas particularmente complejos, con el fin de analizar de manera más completa y precisa los condicionantes ecológicos de las turberas (figura 2). Se trata de sistemas que destacan por su extensión y por el hecho de que incluyen una interesante diversidad de hábitats de hidroturbosos, que responden a gradientes ambientales complejos. En cada uno, levantamos una cartografía detallada de hábitats, basada en polígonos y puntos. Esta cartografía se hizo sobre ortofotografías de 2017, donde se consignaban las anotaciones de campo, tanto de identidad de hábitats como de georreferenciación con GPS. Finalmente, el mapa de cada sistema turboso se pasó a formato digital y se trabajó en pantalla, con la ayuda de otros formatos de fotografía (ortofotografía de infrarrojo, fotografías de campo) o de anotaciones de campo.

De cada hábitat, elegimos un mínimo de 3 puntos de muestreo, donde hicimos sendos inventarios de vegetación (plantas vasculares y briofitas) de una superficie de 2,5 × 2,5 m, con valoración de su recubrimiento según la escala de 10 categorías de Domin. Como datos ambientales asociados a cada inventario, además de descriptores fisiográficos y fisiognómicos, extrajimos una muestra de

suelo (con sonda de acero de media caña) para medir el espesor de turba subyacente y la profundidad del nivel freático. También medimos con una sonda multiparamétrica de campo el pH y la conductividad del agua extraída por presión de una parte del suelo. Tanto del agua edáfica como del suelo, conservamos sendas muestras en fresco y después congeladas, para posteriores análisis.

RESULTADOS

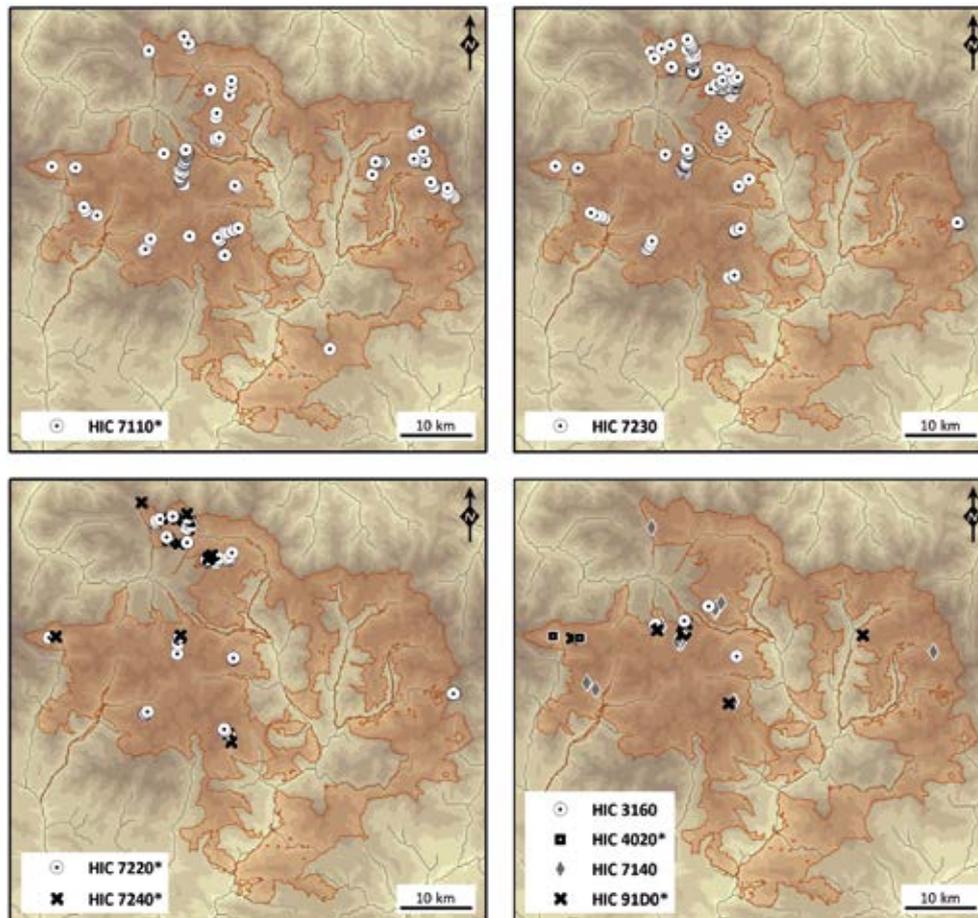
Tipología y hábitats de interés comunitario de las turberas

Mediante la fotointerpretación general, identificamos 921 sistemas de turberas de tamaño superior a los 1.500 m², que en conjunto ocupan unas 780 ha. Sin embargo, cada sistema de turberas cartografiado incluye una porción importante de hábitats húmedos, además de los que son estrictamente turberas, con los que se encuentran relacionados dinámicamente (como, por ejemplo, los prados higrófilos de *Nardus stricta*). Según nuestras estimaciones, los hábitats de turberas ocupan unas 342 ha si aplicamos una corrección basada en las localidades visitadas de forma intensiva (véase más abajo «Complejidad espa-

cial de las turberas»). Considerando el área estudiada, la densidad de turberas es aproximadamente de 18 m² por cada hectárea de territorio, es decir, que un 0,18 % del territorio está cubierto por turberas.

De la cartografía también se deriva una clasificación en turberas relacionadas con fuentes y arroyos, o bien con fondos de valle, ya sean asociadas a lagos o no. La tipología más frecuente son las turberas asociadas a fuentes y arroyos, que son 557, mientras que las asociadas a fondo de valle son 364 (entre estas, 97 están ligadas a orillas de lagos). Los sistemas de turberas asociados a fuentes y arroyos ocupan unas 492 ha, valor que nos permite estimar la superficie total de estas turberas en 197 ha. Los sistemas asociados a fondos de valle ocupan unas 290 ha, de las cuales 145 ha son turberas en sentido estricto. Así, las turberas cartografiadas ocupan unas 0,37 ha de media cada una (0,35 ha las de fuentes y arroyos, y 0,40 ha las de vaguadas).

Por otra parte, fruto del muestreo extensivo de campo, georreferenciamos un total de 604 puntos correspondientes a hábitats de turbera (figura 2). De estos, 573 puntos los pudimos atribuir a algún HIC de turbera; un HIC (4020* Landes húmedas [...] con *Erica tetralix*) no quedó representado dada su rareza (tabla 1). Considerando solo las cuencas hidrológicas (valles principales), obtuvimos



▲ **Figura 3.** Distribución de los diferentes HIC de turbera en el área estudiada (LIC Aigüestortes y Alt Pallars) a partir de los 573 puntos registrados en el estudio extensivo y de las 13 localidades del estudio intensivo. Los códigos corresponden a los siguientes HIC: 3160 Lagos y lagunas naturales distróficos; 4020* Brezales húmedos atlánticos de zonas templadas de *Erica ciliaris* y *Erica tetralix*; 7110* Turberas elevadas activas; 7140 Mires de transición (tremedales); 7220* Manantiales petrificantes con formación de tuf (*Cratoneurion*); 7230 Turberas minerotróficas alcalinas; 7240* Formaciones pioneras alpinas del *Caricion maritima*, y 91D0* Turberas boscosas.

HIC	Número de puntos	Porcentaje de puntos
3160 Lagunas distróficas	4	0,70 %
7110* Turberas elevadas activas	194	33,86 %
7140 Mires de transición	31	5,41 %
7220* Manantiales petrificantes	54	9,42 %
7230 Turberas alcalinas	249	43,46 %
7240* Formaciones pioneras alpinas	30	5,24 %
91D0* Turberas boscosas	11	1,92 %

▲ **Tabla 1.** Número de puntos y porcentaje sobre el total donde se registraron los distintos HIC de turbera.

HIC	Lutitas y esquistos ácidos	Otros materiales silíceos ácidos	Materiales carbonatados	Calcoesquistos
3160 Lagunas distróficas	0,00 %	75,00 %	0,00 %	25,00 %
7110* Turberas elevadas activas	33,52 %	52,75 %	7,14 %	6,59 %
7140 Mires de transición	13,04 %	86,96 %	0,00 %	0,00 %
7220* Manantiales petrificantes	1,85 %	22,22 %	53,70 %	22,22 %
7230 Turberas alcalinas	3,29 %	32,51 %	53,50 %	10,70 %
7240* Formaciones pioneras alpinas	3,33 %	16,67 %	80,00 %	0,00 %
91D0* Turberas boscosas	9,09 %	90,91 %	0,00 %	0,00 %
Total	13,71 %	41,13 %	35,83 %	9,32 %

▲ **Tabla 2.** Porcentaje de presencia de cada HIC de turbera en los distintos materiales geológicos (según el mapa simplificado de Conesa *et al.*, 2010), evaluado como porcentaje de puntos sobre el total.

datos de 18 cuencas con más de 5 puntos de HIC registrados, además de 8 cuencas más donde el número de puntos fue inferior.

Teniendo en cuenta los 573 puntos registrados, los HIC más abundantes son el 7230 Turberas alcalinas (con 249 puntos) y el 7110* Turberas elevadas activas (con 194 puntos; figura 3). La mayoría de estos HIC corresponden a los hábitats CORINE 51.1117 Abombamientos de las turberas con ericáceas (23,0 %) y 54.24 Turberas alcalinas de los Pirineos (22,0 %).

En cuanto a la distribución según los sustratos geológicos (tabla 2), todos los HIC pueden darse sobre materiales ácidos, pero solo los 7230 Turberas alcalinas, 7220* Manantiales petrificantes y 7240* Formaciones pioneras alpinas están bien representados sobre los sustratos carbonatados. Estos 3 HIC, aunque típicamente calcícolas, también se encuentran sobre sustratos ácidos, en especial en turberas solígenas encima de granitos.

Si consideramos los descriptores ambientales de la tabla 3, vemos como todos los hábitats reconocidos son típicamente de alta montaña y con un óptimo de distribución en el piso subalpino. Sin embargo, ni las lagunas distróficas (3160) ni las turberas boscosas (91D0*)



Drosera longifolia.

HIC	Altitud mínima (m)	Altitud media (m)	Altitud máxima (m)	Pendiente media	Índice de continentalidad
3160 Lagunas distróficas	1.783	1.828,25	1.958	5,16	25,15
7110* Turberas elevadas activas	1.751	2.144,77	2.498	6,54	23,7
7140 Mires de transición	1.810	2.032,35	2.257	1,69	24,41
7220* Manantiales petrificantes	1.802	2.156,54	2.431	16,65	23,31
7230 Turberas alcalinas	1.555	1.986,96	2.564	12,65	24,12
7240* Formaciones pioneras alpinas	1.798	2.161,17	2.434	22,7	22,72
91D0* Turberas boscosas	1.754	1.859,55	1.990	11,99	24,76
Total	1.555	2.064,39	2.564	10,83	23,87

▲ **Tabla 3.** Valores medios de las variables ambientales consideradas para cada HIC y para todo el conjunto.

se encuentran por encima de los 2.300 m y, por tanto, no alcanzan el piso alpino. En cuanto a las pendientes, la vegetación ligada a fuentes y arroyos (HIC 7230 Turberas alcalinas, 7220* Manantiales petrificantes y 7240* Formaciones pioneras alpinas) presenta los valores más altos, seguida por 91D0* Turberas boscosas, que a menudo ocupa laderas relativamente suaves, pero inclinadas, donde el agua fluye de forma difusa. Finalmente, como el índice de continentalidad resultó correlacionado con la altitud, los HIC que aparecen a más altitud presentan los valores más bajos de este índice.

Complejidad espacial de las turberas

Las turberas pirenaicas que ocupan más extensión, ya sea porque se encuentran en áreas lacustres, ya sea porque dependen de sistemas de surgencias amplios, forman sistemas con fuertes variaciones ambientales y de contenido biológico, que adoptan la forma de mosaicos complejos de paisaje. Esto se hace patente en los sistemas de estudio intensivo, donde se puede analizar la relación entre parámetros ambientales y hábitats. En este apartado, comentaremos aspectos generales observados en estos sistemas complejos, mientras que para los resultados más específicos nos remitimos a otros trabajos (cf. Pérez-Haase y Ninot, 2017; Colomer *et al.*, 2019).



▲ **Figura 4.** En algunos lugares propicios, como en Plans de Sotllo, se dan sistemas formados por mosaicos complejos, donde se combinan diferentes tipos de turberas y otros hábitats no hidrófilos.

Localidad	HIC	Tipología	Altitud (m)	Área (ha)	Amenazas	Estado	Especies de interés
1. Bassa Nera - Era Planhòla	3160 7110* 7140 7230 91D0*	Turbera lacustre y de fondo de valle	1.840-1.900	16,19	Aforestación (M) Pastoreo (B-M) Pisoteo (B)	Muy bueno	<i>Carex lasiocarpa</i> <i>C. limosa</i> <i>C. diandra</i> <i>Comarum palustre</i> <i>Menyanthes trifoliata</i> <i>Utricularia minor</i> <i>Sphagnum magellanicum</i>
2. Ruda- Locampo- Saboredo	3160 7110* 7140 7220* 7230 91D0*	Turbera lacustre y de fondo de valle	1.720-2.190	4,39	Pastoreo (B) Actividad hidroeléctrica (B)	Muy bueno	<i>Drosera anglica</i> <i>Menyanthes trifoliata</i> <i>Utricularia minor</i>
3. Plan de Tor	7110* 7140 7230	Turbera de fondo de valle	1.960-2.005	5,95	Pastoreo (B-M) Turismo (B-M)	Bueno	<i>Sphagnum fuscum</i>
4. Clots de Rialba	3160 7110* 7140 7230	Turbera lacustre	2.070-2.090	2,81	Pastoreo (B) Deportes de invierno (M)	Muy bueno	<i>Carex limosa</i> <i>Comarum palustre</i> <i>Drosera anglica</i>
5. Ribera de Boldís	7110*	Turbera de fondo de valle glaciar	2.190-2.200	1,40	Pastoreo (M)	Bueno	<i>Eriophorum vaginatum</i> <i>Sphagnum russowii</i>
6. Plans de Sotllo	7110*	Turbera de fondo de valle glaciar	2.183-2.190	1,67	Pastoreo (M-A)	Bueno	<i>Sphagnum papillosum</i>
7. Estanyeres	7110* 7220* 7230	Turbera de fuentes carbonatadas	1.930-1.950	2,62	Pastoreo (A) Pisoteo (A)	Regular	<i>Cochlearia pyrenaica</i> <i>Utricularia australis</i>
8. Cabaña de Parros	7220* 7230	Turbera de fuentes carbonatadas	1.750-1.850	1,98	Pastoreo (M)	Regular	<i>Eriophorum latifolium</i>
9. Portilhon de Marimanha	7220* 7230 7240*	Turbera de fuentes carbonatadas	2.220-2.350	2,31	Pastoreo (M)	Regular	<i>Carex frigida</i> <i>Sphagnum warnstorffii</i>
10. Ras de Bonabé	7220* 7230	Turbera de fuentes carbonatadas	2.000-2.100	4,94	Pastoreo (M)	Regular	<i>Juncus balticus</i> <i>Equisetum variegatum</i> <i>Sphagnum warnstorffii</i>
11. Pleta de Molières	4020* 7110* 7220* 7230 7240*	Turbera de fondo de valle	1.600-1.650	6,23	Turisme (M)	Regular	<i>Erica tetralix</i>
12. Vall de Conangles	7110* 7230 91D0*	Turbera de fondo de valle	1.820-1.840	1,13	Pastura (B) Allaus (B) Aforestació (B)	Bueno	<i>Erica tetralix</i> <i>Saxifraga aquatica</i>
13. Trescuro	7110* 7140 7230 91D0*	Turbera lacustre y de fondo de valle	2.045	1,42	Pastura (B) Activitat hidroeléctrica (B)	Muy bueno	<i>Sphagnum magellanicum</i>

▲ **Tabla 4.** Caracterización de las 13 localidades de estudio intensivo (localizadas en la figura 2) según los HIC de turbera presentes, la situación geomorfológica e hidrológica, la altitud, el área que ocupan los hábitats de turbera (incluidos HIC y otros hábitats hidroturbosos, pero no las masas de agua libre), una valoración de las amenazas potenciales (B: baja; M: media, y A: alta) y del estado de conservación, y las especies de interés observadas (plantas vasculares y briófitos).

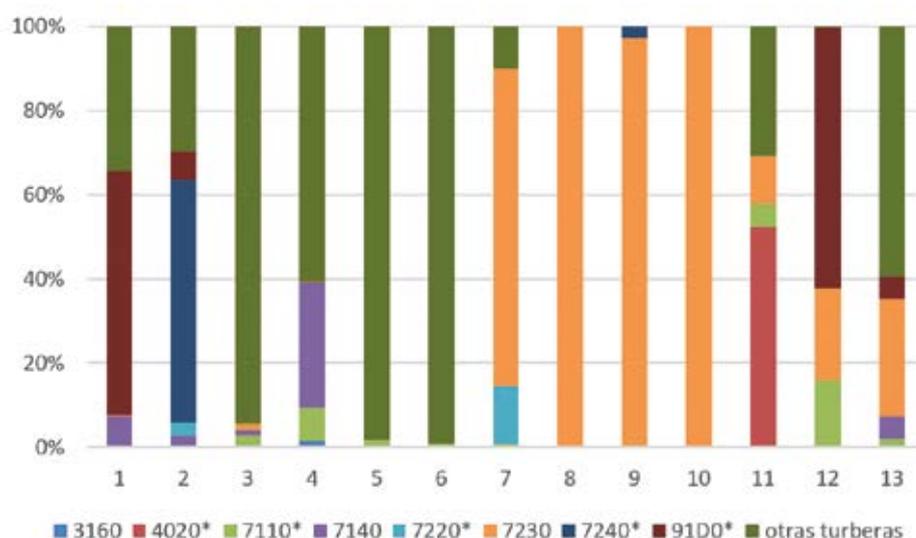
Estos sistemas de turberas se encuentran sobre todo en la mitad inferior del piso subalpino, ligadas a fondos de valle o de cubeta glacial (tabla 4). A veces, corresponden claramente a antiguos lagos colmatados o a amplios márgenes de colmatación de lagos (figura 4); otras veces, a sistemas de surgencias en laderas suaves (como en la cabaña de Parros), y otras, a la combinación de estas situaciones, como ocurre en el sistema más extenso de todos: el de Bassa Nera-Era Planhòla.

Algunos de estos sistemas están formados por pocos hábitats diferentes de turbera, notablemente los que se encuentran en sustratos esquistosos ácidos y también los que derivan de sistemas de surgencias carbonatadas en algunas vertientes (figura 5). En cambio, son bastante más diversos los que incluyen situaciones hidrológicas diversas (márgenes lacustres, arroyos, vertientes suaves) y también diferentes sustratos, como ocurre en Clots de

Rialba, en la Pleta de Molières y en Trescuro.

Impactos causados por grandes herbívoros

A lo largo del muestreo extensivo, constatamos que la mayoría de los HIC de turbera habían sido afectados por el ganado doméstico (tablas 5 y 6). Solo en un 11,6 % de los puntos, no encontramos señales de pastoreo. Aunque en la mayoría de casos el grado de herbivorismo era bajo (43,9 %), entre los niveles de pisoteo el grado medio resultó el caso más frecuente (37,8 %). Considerando cada HIC por separado, detectamos un grado medio o alto de pastoreo en más de la mitad de los puntos de los HIC 7240* Formaciones pioneras alpinas (61,9 %), 7230 Turberas alcalinas (59,7 %) y 7220* Manantiales petrificantes (58,8 %). También fueron estos 3 los hábitats con porcentajes de afectación más elevados en cuanto a los grados de pisoteo medio y alto (47,1 %, 67,2 % y 61,8 %, respectivamente).



▲ Figura 5.

Porcentaje de superficie ocupada por los diferentes HIC de turbera y por otros tipos de ecosistemas hidrófilos (excluidas las aguas libres) en los diferentes sistemas complejos (véase la correspondencia numérica y su extensión total en la tabla 4).

HIC	Sin herbivorismo	Herbivorismo bajo	Herbivorismo medio	Herbivorismo alto
7110* Turberas elevadas activas	11,65 %	51,46 %	34,95 %	1,94 %
7140 Mires de transición	18,18 %	72,73 %	9,09 %	0,00 %
7220* Manantiales petrificantes	11,76 %	29,41 %	52,94 %	5,88 %
7230 Turberas alcalinas	5,65 %	34,68 %	46,77 %	12,90 %
7240* Formaciones pioneras alpinas	14,29 %	23,81 %	57,14 %	4,76 %
91D0* Turberas boscosas	0,00 %	100,00 %	0,00 %	0,00 %
Total	9,40 %	41,61 %	41,95 %	7,05 %

▲ Tabla 5. Grado de afectación de los HIC de turbera por herbivorismo de grandes herbívoros, en porcentaje de puntos de cada nivel de herbivorismo respecto al total de puntos de cada HIC y de todo el conjunto.

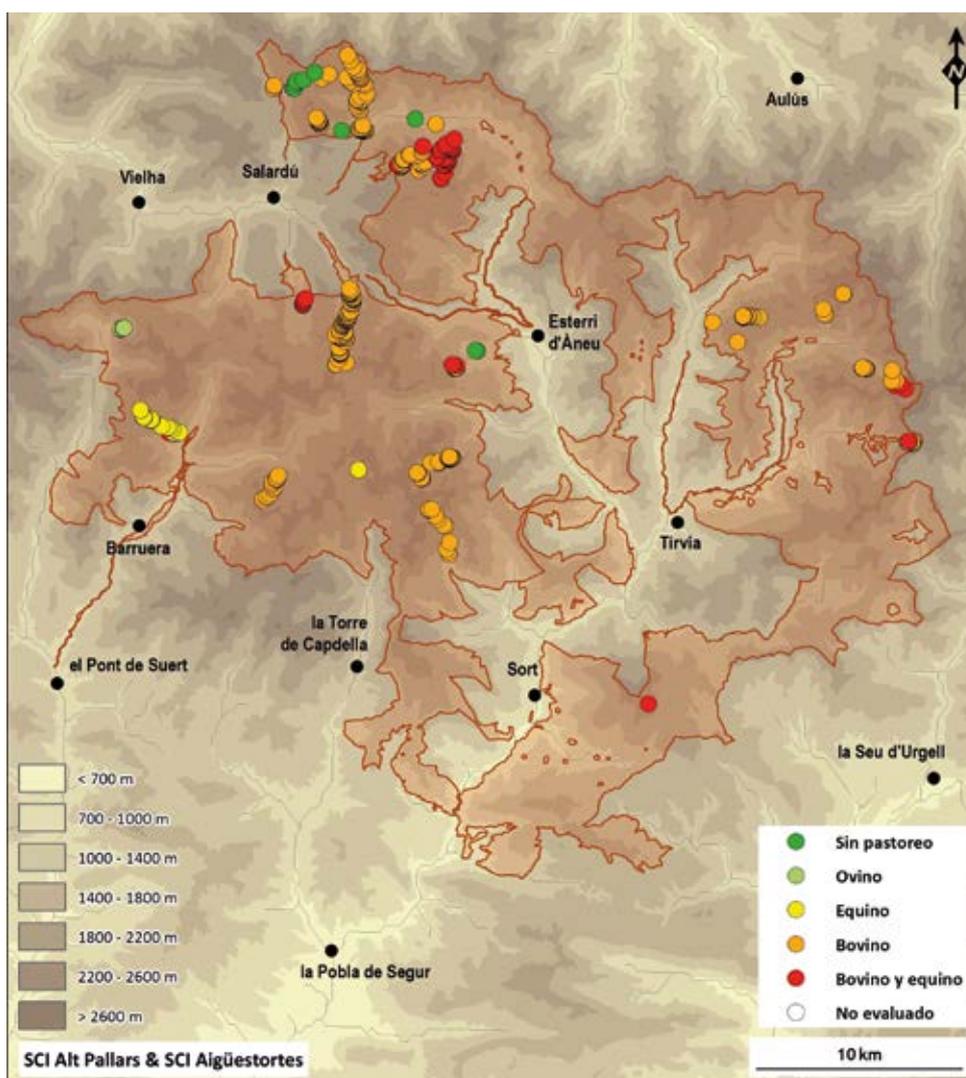
HIC	Sin pisoteo	Pisoteo bajo	Pisoteo medio	Pisoteo alto
7110* Torberes altos	16,67 %	46,97 %	30,30 %	6,06 %
7140 Torberes de transició	18,18 %	63,64 %	18,18 %	0,00 %
7220* Fonts petrificants	11,76 %	26,47 %	50,00 %	11,76 %
7230 Molleres alcalines	4,69 %	28,13 %	46,88 %	20,31 %
7240* Formacions pioneres alpines	11,76 %	41,18 %	29,41 %	17,65 %
91D0* Boscos torbosos	0,00 %	100,00 %	0,00 %	0,00 %
Total	9,58 %	36,40 %	39,85 %	14,18 %

▲ **Tabla 6.** Grado de afectación de los HIC de turbera por pisoteo de grandes herbívoros, en porcentaje de puntos de cada nivel de pisoteo respecto al total de puntos de cada HIC y de todo el conjunto.

Amenazas

En casi todos los puntos evaluados (97 %), consideramos que había amenazas potenciales para la conservación. En la gran mayoría de casos (93,6 %), detectamos la presencia de rebaños de vacas, caballos u ovejas (tabla 7, figura

6), que considerados separadamente representaron una amenaza en el 87,5 %, el 25,8 % y el 1,6 % de los casos, respectivamente.



▲ **Figura 6.** Amenazas potenciales para la conservación de los HIC de turbera, derivadas de la presencia de ganado vacuno, equino y ovino, en los 573 puntos registrados en el estudio extensivo.

HIC	Bovino	Equino	Ovino
3160 Lagunas distróficas	100,00 %	0,00 %	0,00 %
7110* Turberas elevadas activas	90,00 %	13,92 %	1,25 %
7140 Mires de transición	85,71 %	22,58 %	0,00 %
7220* Manantiales petrificantes	78,00 %	29,63 %	0,00 %
7230 Turberas alcalinas	89,13 %	26,51 %	1,74 %
7240* Formaciones pioneras alpinas	89,29 %	0,00 %	0,00 %
91D0* beras boscosas	90,91 %	0,00 %	9,09 %
Total	88,27 %	20,24 %	1,39 %

▲ **Tabla 7.** Grado de amenaza sobre los HIC de turbera a causa del ganado (bovino, equino u ovino), en porcentaje de puntos amenazados respecto al total de puntos de cada HIC y de todo el conjunto.

HIC	Aforestación espontánea	Rutas excursionistas	Erosión
3160 Lagunas distróficas	0,00 %	0,00 %	0,00 %
7110* Turberas elevadas activas	1,25 %	5,15 %	0,00 %
7140 Mires de transición	0,00 %	0,00 %	0,00 %
7220* Manantiales petrificantes	0,00 %	7,41 %	2,00 %
7230 Turberas alcalinas	3,04 %	16,47 %	1,30 %
7240* Formaciones pioneras alpinas	0,00 %	13,33 %	10,71 %
91D0* Turberas boscosas	0,00 %	0,00 %	0,00 %
Total	1,79 %	10,30 %	1,39 %

▲ **Tabla 8.** Grado de amenaza sobre los HIC de turbera a causa de aforestación espontánea, de tránsito de excursionistas y de erosión, en porcentaje de puntos amenazados respecto al total de puntos de cada HIC y de todo el conjunto.

Perturbación	Pastoreo bovino	Pastoreo equino	Pastoreo ovino	Aforestación espontánea	Erosión
Herbivorismo medio	89,68 %	26,98 %	0,00 %	0,79 %	3,17 %
Herbivorismo alto	100,00 %	47,62 %	0,00 %	0,00 %	9,52 %
Pisoteo medio	86,67 %	23,81 %	0,00 %	0,95 %	0,00 %
Pisoteo alto	91,89 %	45,95 %	0,00 %	0,00 %	0,00 %

▲ **Tabla 9.** Incidencia de los 5 tipos de amenaza en los HIC de turbera en los casos en que se encuentran perturbados por pastoreo, en porcentaje de puntos amenazados respecto de cada tipología de perturbación.

Aparte del pastoreo, las otras amenazas potenciales consideradas todas a la vez fueron registradas en un 13,5 % de todos los puntos con HIC (tabla 8). Entre estas, la presencia de caminos de excursionistas es la amenaza más importante. La presencia de pistas forestales y la de fauna salvaje las consideramos amenazas tan solo en un punto de HIC cada una. Las captaciones de agua no afectaban ningún HIC, pero sí una turbera ácida.

En los casos de perturbación elevada por pastoreo (ya sea por herbivorismo medio o alto, ya sea por pisoteo medio o alto), la principal amenaza corresponde al ganado vacuno (tabla 9). La aforestación espontánea no se vio reducida en el caso de niveles altos de herbivorismo, mientras que la erosión es más alta en casos de herbivorismo alto, pero no en los de pisoteo alto.

Especies de interés

A lo largo del muestreo de campo, hemos documentado la presencia de 19 especies de interés (tabla 10), de las cuales 14 son plantas vasculares (muy repartidas entre grupos, si bien hay 2 *Carex*) y 5 son briófitos (4 del género *Sphagnum*). Del total, 12 se encuentran en alguna categoría de amenaza en las referencias mencionadas y 7 las hemos incluido en la evaluación por razón de su interés biogeográfico o ecológico.

Especies de interés	3160	7140	7230	7110*	7220*	7240*	91D0*	Total
<i>Cardamine pratensis</i> subsp. <i>crassifolia</i> (ce)			3					3
<i>Carex curta</i> (ce)		7						7
<i>Carex lasiocarpa</i> (df, lv)		8						8
<i>Carex limosa</i> (df, lv)		1						1
<i>Cochlearia pyrenaica</i> (df)					5			5
<i>Drosera longifolia</i> (df, lv)		3	1	2				6
<i>Equisetum variegatum</i> (ce)			14	4		1		19
<i>Erica tetralix</i> (df)			6	5				11
<i>Eriophorum vaginatum</i> (ce)				3				3
<i>Juncus balticus</i> subsp. <i>pyrenaicus</i> (df)			6					6
<i>Menyanthes trifoliata</i> (df)		2						2
<i>Salix hastata</i> (df, lv)			1					1
<i>Saxifraga aquatica</i> (ce)			1		7	3		11
<i>Scorpidium scorpioides</i> (df)		1	1					2
<i>Sphagnum fuscum</i> (df)				1				1
<i>Sphagnum magellanicum</i> (df)				1				1
<i>Sphagnum squarrosum</i> (ce)							1	1
<i>Sphagnum warnstorffii</i> (ce)			1	1				2
<i>Utricularia minor</i> (df)	4	2						6
Total de presencias	4	24	34	17	12	4	1	96
Total de especies	1	7	9	7	2	2	1	19

▲ **Tabla 10.** Presencia de especies de interés en los distintos HIC (número de veces que aparecen en cada HIC, sobre el total de puntos de este HIC, cf. tabla 1). Las abreviaturas que siguen al nombre de cada especie dentro de paréntesis indican que esta se encuentra en categorías de amenaza del *Decret de protecció de flora* (Catalunya, 2018, 2015) (df), del *Libro rojo* (Sáez *et al.*, 2010) (lr), o que son de elevado interés biogeográfico o ecológico, según criterio experto (ce).

DISCUSIÓN

El archipiélago de turberas

La alta montaña alpina acoge numerosas representaciones de sistemas húmedos, pero siempre se trata de elementos de pequeño tamaño y dispersos, hecho que se encuentra particularmente acentuado en los Pirineos (Ninot *et al.*, 2017). Así, la distribución y las dimensiones de las turberas en la cartografía obtenida permiten entenderlas como un archipiélago de pequeñas islas esparcidas, lo que condiciona los procesos relacionados con el mantenimiento de la biodiversidad (Hájek *et al.*, 2011). El hecho de que tanto el tamaño de cada turbera como la superficie global ocupada por las turberas sean tan pequeños determina que se trate de hábitats especialmente frágiles a las perturbaciones. Esto mismo también apunta hacia una baja capacidad adaptativa de la vegetación en caso de cambios climáticos, dada la dificultad de encontrar hábitats favorables mediante la dispersión de las semillas. Como consecuencia, otros grupos de organismos asociados a las turberas pueden presentar también problemas de conservación en relación con su capacidad colonizadora. Por ejemplo, es previsible que los animales voladores alcancen más fácilmente nuevos hábitats favorables que los de dispersión a corta distancia, como los moluscos (Steinitz *et al.*, 2006).

A partir de la cartografía de turberas, podemos apuntar que una parte importante de las especies no podrían

mantener poblaciones estables a lo largo del tiempo en cada turbera por separado. Deben funcionar más bien bajo una activa dinámica metapoblacional (Heegaard, 2000), utilizando el sistema de islas para mantener poblaciones viables. De ahí se deriva también que aquellas especies presentes tan solo en unas pocas turberas sean particularmente frágiles y que las podamos considerar en bastantes casos como relictos de tiempos pasados más fríos (Jiménez-Alfaro *et al.*, 2016).

A falta de estudios específicos, es recomendable mantener en buen estado de conservación todo el archipiélago de turberas y no focalizar los esfuerzos en unas pocas turberas en concreto. Para poder gestionar correctamente estos hábitats, hay una cartografía específica detallada.

Pastoreo

La presencia de ganadería no representa necesariamente un problema de conservación en las formaciones pratenses. De hecho, muchas tipologías de turbera están dominadas por plantas gramíneas, que rebrotan bien tras ser pastadas (Díaz *et al.*, 2007). Además, a menudo la estructura típica de la comunidad (diversidad y abundancia de especies de plantas vasculares y de briófitos) depende de la actividad de los herbívoros (Ausden *et al.*, 2005). No obstante, cuando la presión de pastoreo es alta o muy alta (figura 7), el herbivorismo y el pisoteo excesivos generan daños en los ecosistemas, que en algunos casos pueden



▲ **Figura 7.** El ganado mayor (vacuno y equino) tiende a concentrarse en los humedales, como ocurre en Marimanha, donde pueden alterar profundamente estos ecosistemas frágiles.

ser difíciles de revertir (Morris y Reich, 2013). En las turberas pirenaicas, detectamos un exceso de herbivorismo o de pisoteo aproximadamente en la mitad de los puntos de estudio. Así, el consumo intensivo de algunas especies vegetales puede llevarlas a desaparecer localmente (Olf y Ritchie, 1998), aunque este hecho no lo podemos documentar con nuestros datos. Además, el pisoteo frecuente del ganado causó en muchos casos la presencia de suelos compactados y desestructurados. Estas alteraciones provocan cambios en los procesos ligados a la escorrentía y a la capacidad de retención de agua, tan importantes en los humedales (Couwenberg y Joosten, 1999).

La afectación por el ganado no fue igual en todos los hábitats. En conjunto, los efectos del pisoteo son mayores cuando el nivel freático se sitúa cerca de la superficie o cuando dominan los musgos, tal como se ha detectado en otras regiones (Morris y Reich, 2013). Por ejemplo, constatamos que los abombamientos de esfagnos (7110* Turberas elevadas activas) son especialmente vulnerables al pisoteo del ganado equino, muy pesado (a pesar de que dicho ganado pasta preferentemente en otros hábitats). Por todo ello, los hábitats más afectados deben estudiarse con detenimiento a fin de aplicar medidas de gestión correctoras eficientes. Las turberas alcalinas (7230), las formaciones pioneras alpinas (7240*) y los manantiales petrificantes (7220*), que presentan niveles excesivos de pastoreo, deben ser una prioridad de conservación en relación con la ganadería.

Amenazas potenciales

Entre todas las categorías de amenaza consideradas, los rebaños de vacas y de caballos son las más importantes con diferencia. De hecho, consideramos los rebaños bovinos una amenaza para la conservación en más del 75 % de los casos en todos los hábitats, excepto en uno. Desde la perspectiva de la conservación de los hábitats, se deben considerar los efectos negativos del ganado a la hora de tomar decisiones de gestión. De todos modos, con nuestro estudio no podemos ser concluyentes a la hora de determinar qué carga ganadera resulta perjudicial. Por otro lado, hay que considerar también que la ganadería en una carga adecuada puede contribuir a la correcta conservación de las turberas (Olf y Ritchie, 1998; Stammel *et al.*, 2006). En efecto, en algunos casos constatamos que la visita del ganado puede estar relacionada con la atenuación de la amenaza por reforestación espontánea, que en ciertos hábitats puede ser una causa importante de pérdida de valor patrimonial de las turberas (Colomer *et al.*, 2019).

Por otra parte, el turismo es una causa de preocupación de los gestores de los espacios naturales. Especialmente el Parque Nacional de Aigüestortes y Estany de Sant Maurici, pero también el Parque Natural del Alt Pallars, reciben la visita de un número muy elevado de turistas. En este estudio, hemos constatado que las rutas excursionistas son una amenaza potencial en una parte significativa de las turberas. Sin embargo, solo en contadas ocasiones constatamos que causaran una degradación importante (como en los sistemas de Molières y de Sotllo, objeto de medidas correctoras en el ámbito del proyecto

LIFE+ LimnoPirineus). En la mayoría de los casos, interpretamos los caminos como estrechos elementos lineales que causan una degradación irrelevante en los sistemas húmedos. Hay que tener en cuenta también la amenaza debida a la instalación de infraestructuras deportivas, como los dominios de esquí, que pueden afectar a las turberas situadas en áreas cercanas. Si dejamos de lado las alteraciones directas e indirectas debidas a las presas hidroeléctricas, no consideradas en esta obra, no hay más amenazas potenciales relevantes en el contexto de los Pirineos centrales, aunque algunas áreas intensamente visitadas por el ganado sufren erosión.

Por otra parte, la reforestación espontánea resultó ser un factor poco importante para la conservación. Sin embargo, cuando nos hemos aproximado con estudios detallados basados en técnicas SIG (Galobart *et al.*, en prensa), hemos detectado que en el piso subalpino puede resultar una amenaza en algunas turberas. La evaluación de la reforestación espontánea es más precisa cuando se tiene en cuenta el conjunto de la turbera y no solamente el área inmediata que rodea un punto georreferenciado (como hemos hecho en este trabajo). Por tanto, parece que para detectar las dinámicas de reforestación espontánea hay que estudiar este proceso a una escala espacial y temporal relativamente grande e integrar cada sistema de turbera a lo largo de al menos 30-50 años.

SÍNTESIS

El conjunto de turberas estudiado comprende una buena variedad de hábitats hidroturbosos, entre los que se incluyen 8 HIC, y acoge 19 especies vegetales que se encuentran en diferentes categorías de amenaza o que son de elevado interés biogeográfico y ecológico. Tanto los HIC raros como las especies especialistas, se encuentran a menudo muy dispersas en el complejo mosaico de ecosistemas del área de estudio, lo que supone un reto para su gestión conservativa.

Las turberas de estos 2 espacios naturales protegidos se encuentran, en conjunto, en un estado de conservación aceptable y, en muchos casos, bueno. Sin embargo, aproximadamente la mitad de ellas sufren en exceso la visita de ganado. De entre todas las perturbaciones analizadas, creemos que el grado de pisoteo alto, fruto especialmente de la visita de ganado vacuno, es la que más afecta al correcto estado de conservación de las turberas. En consecuencia, es recomendable que los gestores de los espacios naturales velen por reducir los impactos del sobrepastoreo en aquellos puntos más afectados. Las amenazas potenciales que podrían dañar el estado de conservación de las turberas tienen que ver también con el pastoreo del ganado vacuno. Aparte del ganado, el resto de amenazas evaluadas tienen un efecto bajo o irrelevante, lo que debe llevar a centrar los esfuerzos de conservación en la gestión ganadera. La gestión de la aforestación espontánea hay que considerarla aparte, una vez medidos sus efectos mediante estudios particulares, a partir de una metodología específica distinta de la que hemos empleado aquí.

Por todo ello, los gestores deben profundizar en las causas de la degradación de las turberas y promover los trabajos aplicados que busquen atenuar el daño que causa el ganado. Algunas experiencias con vallados de exclusión ganadera pueden ayudar a fundamentar la gestión de las turberas con el mínimo perjuicio sobre la actividad ganadera que, como hemos expuesto, tiene también efectos beneficiosos en la biodiversidad.

AGRADECIMIENTOS

Queremos agradecer la colaboración en este estudio de numerosos estudiantes, particularmente de Marc Arimany, Joana Colomer, Pau Compte, Nil Escolà, Clàudia Figuera, Marc Fradera, Marçal Galobart, Jordina Gili, Violeta Martínez, Elena Mur, Cèlia Pérez y Juan Carlos Ruiz-Mateo.

BIBLIOGRAFÍA

- AUSDEN M., HALL M., PEARSON P. Y STRUDWICK T. (2005). The effects of cattle grazing on tall-herb fen vegetation and molluscs. *Biological Conservation* 122(2): 317-326.
- BRAGAZZA L. Y GERDOL R. (1999). Hidrology, groundwater chemistry and peat chemistry in relation to habitat conditions in a mire of the South-eastern Alps of Italy. *Plant Ecology* 144(2): 243-256.
- CARRERAS J., FERRÉ A. Y VIGO J. (eds.) et al. (2015). *Manual dels hàbitats de Catalunya. Volum VII. 5 Molleres i aigüamolls. 6 Roques, tarteres, glaceres, coves*. Generalitat de Catalunya. Barcelona.
- CASANOVAS L. (1991). *Estudis sobre l'estructura i l'ecologia de les molleres pirinenques*. Tesis doctoral, Universitat de Barcelona.
- CATALAN J. (1997). *L'obra hidràulica en els Pirineus: avaluació, correcció i prevenció de l'impacte mediambiental*. El Parc Nacional d'Aigüestortes i Estany de Sant Maurici.
- CATALUÑA (2008). *Decreto 172/2008, de 26 de agosto, de creación del Catálogo de flora amenazada de Cataluña*.
- CATALUÑA (2015). *Resolución AAM/732/2015, de 9 de abril, por la cual se aprueba la catalogación, descatalogación y cambio de categoría de especies y subespecies del Catálogo de flora amenazada de Cataluña*.
- COLOMER J., PÉREZ-HAASE A., CARRILLO E., VENTURA M. Y NINOT J. M. (2019). Fine-scale vegetation mosaics in Pyrenean mires are driven by complex hydrological regimes and threatened by extreme weather events. *Ecohydrology* 12(2): e2070.
- CONESA J. A., VERICAT P., PIQUÉ M., SAURA S. Y TORRAS O. (2010). *Mapa de classes litològiques d'importància forestal a partir del Mapa Geològic de Catalunya 1:50.000*. Centre Tecnològic Forestal de Catalunya.
- COUWENBERG J. Y JOOSTEN H. (1999). Pools as missing links: the role of nothing in the being of mires. En: Standen, V., Tallis, J. y Meade, R. (eds) *Patterned mires and mire pools—origin and development; Flora and Fauna*: 87-102. British Ecological Society, Londres.
- DAMMAN A. W., FRENCH T. W. Y DUFFY W. G. (1987). *The ecology of peat bogs of the glaciated northeastern United States: a community profile*. Biological report (EE. UU.).
- DIAZ S., LAVOREL S., MCINTYRE S. U. E., FALCZUK V., CASANOVES F., MILCHUNAS D. G., ... Y LANDSBERG J. (2007). Plant trait responses to grazing—a global synthesis. *Global Change Biology* 13(2): 313-341.
- GALOBART M., PÉREZ-HAASE A., ILLA E., FERRÉ A., CARRILLO E. Y NINOT J. M. (2019). Dinàmica de l'aforestació en molleres pirinenques i causes de la seva variabilitat. *XI Jornades sobre Recerca al Parc Nacional d'Aigüestortes i Estany de Sant Maurici*: 117-126. Departament de Territori i Sostenibilitat. Generalitat de Catalunya.
- GEOVEG, GRUP DE RECERCA DE GEOBOTÀNICA I CARTOGRAFIA DE LA VEGETACIÓ (2019). *Cartografia dels hàbitats de Catalunya (CHC50 v2 2012)*. http://www.ub.edu/geoveg/cat/descarrega_mapes_habitats.php
- HÁJEK M., HORSÁK M., TICHÝ L., HÁJKOVÁ P., DÍTĚ D. Y JAMRICOVÁ E. (2011). Testing a relict distributional pattern of fen plant and terrestrial snail species at the Holocene scale: a null model approach. *Journal of Biogeography* 38(4): 742-755.
- HEEGAARD E. (2000). Patch dynamics and/or the species-environmental relationship in conservation bryology. *Lindbergia* 25(2): 85-88.
- ICGC, INSTITUT CARTOGRÀFIC I GEOLÒGIC DE CATALUNYA (2019). Servidor VISSIR v3.26. <http://www.icc.cat/vissir3/index.html?4v6vMyiv5>
- JIMÉNEZ-ALFARO B., FERNÁNDEZ-PASCUAL E., DÍAZ GONZÁLEZ T. E., PÉREZ-HAASE A. Y NINOT J. M. (2012) Diversity of rich fen vegetation and related plant specialists in mountain refugia of the Iberian Peninsula. *Folia Geobotanica* 47: 403-419.
- MORRIS K. Y REICH P. (2013). *Understanding the relationship between livestock grazing and wetland condition*. Technical Report Series No. 253. Arthur Rylah Institute for Environmental Research. Heidelberg, Victoria.
- NINOT J. M., CARRILLO E. Y FERRÉ A. (2017). The Pyrenees. En: Loidi, J. (ed.), *The Vegetation of the Iberian Peninsula*, Plant and Vegetation 12: 323-366. Springer.
- OLFF H. Y RITCHIE M. E. (1998). Effects of herbivores on grassland plant diversity. *Trends in ecology & evolution* 13(7): 261-265.
- PÉREZ-HAASE A. Y NINOT J. M. (2017). Hydrological heterogeneity rather than water chemistry explains the high plant diversity and uniqueness of a Pyrenean mixed mire. *Folia Geobotanica* 52: 143-160.
- RYDIN H. Y JEGNUM J. (2006). *The Biology of Peatlands*. Oxford University Press. Nueva York.
- SÁEZ L., AYMERICH P. Y BLANCHÉ C. (2010). *Llibre vermell de les plantes vasculares endèmiques i amenaçades de Catalunya*. Argania editio, S.C.P. Barcelona.
- STAMMEL B., KIEHL K. Y PFADENHAUER J. (2006). Effects of experimental and real land use on seedling recruitment of six fen species. *Basic and Applied Ecology* 7(4): 334-346.
- STEINITZ O., HELLER J., TSOAR A., ROTEM D. Y KADMON R. (2006). Environment, dispersal and patterns of species similarity. *Journal of Biogeography* 33(6): 1044-1054.
- VIGO J. (2009). *L'Alta muntanya catalana: flora i vegetació* (2.ª ed.). Centre Excursionista de Catalunya e Institut d'Estudis Catalans. Barcelona.
- VITT D. H. (2006). Functional characteristics and indicators of boreal peatlands. En: Wieder, R. K. & Vitt, D. H. (eds.) *Boreal peatland ecosystems*: 9-24. Springer: Berlín, Heidelberg.



~ Fuente carbonatada de Montseny de Pallars ~

EVALUACIÓN DE LA PERCEPCIÓN DE VISITANTES Y RESIDENTES SOBRE LOS ECOSISTEMAS ACUÁTICOS DE ALTA MONTAÑA

Francesc ROMAGOSA (1), Teresa BUCHACA (2), Alexandre MIRÓ (2) y Marc VENTURA (2)

1. Escuela de Turismo y Dirección Hotelera y Departamento de Geografía. Universitat Autònoma de Barcelona. 08193 Bellaterra, Cataluña, España.

2. Grupo de Ecología Integrativa de Aguas Continentales. Centro de Estudios Avanzados de Blanes (CEAB-CSIC). Calle de acceso a la Cala Sant Francesc, 14, 17300 Blanes, Cataluña, España.

RESUMEN

El estudio ha analizado la percepción que tienen los visitantes y los residentes del entorno del Parque Nacional de Aigüestortes i Estany de Sant Maurici y del Parque Natural del Alt Pirineu en relación con los ecosistemas acuáticos de alta montaña. El estudio ha permitido identificar los distintos grados de conocimiento social y de valoración (desde el punto de vista ecológico, paisajístico y de ocio) de los cuatro tipos de ecosistemas acuáticos analizados; los lagos, en primer término, y los ríos y arroyos, en segundo término, son los más conocidos, por encima de las fuentes carbonatadas y de las turberas, ambas muy desconocidas.

INTRODUCCIÓN

Este estudio forma parte del proyecto LIFE+ LimnoPirineus «Restauración de hábitats leníticos y especies acuáticas de interés comunitario» (2014 a 2019). En el marco de este proyecto, el estudio se planteó analizar la relación existente entre los hábitats objeto de intervención por parte del proyecto LIFE+ LimnoPirineus (los ecosistemas acuáticos de alta montaña del Pirineo catalán: lagos, ríos y arroyos, turberas y fuentes carbonatadas) y la sociedad que vive cerca (los residentes de los entornos del área de estudio del proyecto) o bien que visita los espacios donde encontramos estos ecosistemas (los visitantes).

Así, el principal objetivo que se planteó este estudio en su desarrollo es el conocimiento empírico de cuál es la percepción de los ecosistemas acuáticos de alta montaña en el caso del Pirineo catalán, tanto por parte de la población que reside en el entorno de estos ecosistemas como por parte de los visitantes que los frecuentan (turistas y excursionistas). Más concretamente, el estudio pretendía conocer las diferentes percepciones que puede

haber en los dos grupos sociales (visitantes y residentes), pero también en los dos principales ámbitos territoriales objeto de estudio: el Parque Nacional de Aigüestortes y Estany de Sant Maurici, por un lado, y el Parque Natural del Alt Pirineu, por el otro lado.

Las preguntas de investigación que se planteó el estudio son las siguientes:

- ¿Qué tipo de ecosistema acuático de alta montaña es el más conocido?
- ¿Qué tipo de ecosistema acuático de alta montaña es el más valorado?
- ¿Qué diferencias de percepción se pueden identificar en relación con el perfil sociodemográfico de los encuestados?
- ¿Cuál es el nivel de valoración social de las actuaciones propuestas en el marco del proyecto LIFE+ LimnoPirineus de restauración de hábitats acuáticos de alta montaña?
- ¿Cuál es el grado de conocimiento de la problemática de las especies invasoras, especialmente en los lagos de alta montaña?

CONTEXTUALIZACIÓN

Las relaciones entre los ecosistemas acuáticos y los humanos son complejas. Es ampliamente conocido que proporcionan a la sociedad una vasta gama de servicios que contribuyen al bienestar humano (por ejemplo, suministro y depuración de las aguas, regulación del clima y de las inundaciones, fuente de energía hidroeléctrica, mantenimiento de la biodiversidad, oportunidades para el ocio y el turismo de naturaleza, conocimiento científico, entre otros muchos servicios de los ecosistemas) (Millennium Ecosystem Assessment, 2005; Borja et al., 2012). En cuanto a los servicios relacionados con el ocio y el turismo -dentro de los llamados servicios de los ecosistemas culturales-, recientemente se ha puesto énfasis en la importancia de las visitas a espacios naturales y, por tanto, a los ecosistemas

acuáticos para mejorar la percepción de la salud y el bienestar humano (Bowler *et al.*, 2010; Hartig *et al.*, 2014; Kaplan, 1995; Romagosa *et al.*, 2015; Dustin *et al.*, 2018).

Sin embargo, estos ecosistemas se degradan más rápidamente que otros tipos de ecosistemas. Knight y Cole (1990) ya afirmaron hace tres décadas que los ecosistemas acuáticos, como los lagos y los ríos, eran probablemente los más amenazados, ya que son a la vez atractivos y escasos y, por tanto, tienen una presión recreativa más elevada y sufren usos nocivos para el medio ambiente. A pesar del tiempo transcurrido, la situación no ha cambiado sustancialmente. En el caso de los ecosistemas acuáticos en España, por ejemplo, en las últimas décadas se ha identificado un cambio en los servicios ecosistémicos mencionados, que se ha manifestado en la proliferación de especies invasoras, un aumento de la contaminación de las aguas y los efectos del cambio climático (aumento de la sequía, sobreexplotación de acuíferos, etc.) (Borja *et al.*, 2012).

En entornos protegidos, como los que forman parte de nuestro estudio, esta degradación es, obviamente, más limitada, gracias a las acciones de conservación y gestión. Sin embargo, la actividad humana también altera estos hábitats y provoca una serie de impactos a los que sus gestores tienen que hacer frente, muchos de los cuales se derivan del aumento de las visitas turísticas y de ocio (Newsome *et al.*, 2002; Romagosa, 2008) que acaba afectando a los servicios de los ecosistemas culturales (Taff *et al.*, 2019).

El objetivo de este estudio de percepción social es analizar los ecosistemas acuáticos de montaña. La percepción es una parte esencial de cómo las personas experimentan y utilizan los ecosistemas y el medio ambiente en general (Relph, 1976). Los estudios de percepción sobre el medio natural son abundantes en el ámbito internacional (por ejemplo, Barber *et al.*, 2003; Mayer-Smith y Burgess, 2011; Khew *et al.*, 2014; Weiler y Moyle, 2017; Colley y Craig, 2019). En el caso de España, por ejemplo, se han hecho estudios sobre la percepción del paisaje, especialmente desde la perspectiva del uso del medio natural como lugar de ocio. Por ejemplo, Schmitz *et al.* (2007) abordaron este tema en la provincia de Madrid, mientras que Atauri *et al.* (2000) lo hicieron en el caso específico de la sierra de Guadarrama, también en Madrid. Múgica y De Lucio (1996) habían analizado previamente las preferencias paisajísticas de los visitantes a las áreas protegidas como referencia para mejorar las actitudes hacia estas áreas.

En el caso de la percepción social de ecosistemas de alta montaña, no hay constancia de estudios que hayan analizado específicamente este tipo de hábitat en España, aunque algunos estudios internacionales han analizado ciertos ecosistemas acuáticos, como los medios costeros, marinos y fluviales, como es el caso de la recopilación de estudios realizados por Springett-Walker *et al.* (2016) en diferentes partes de Europa y Oceanía. El estudio de Faggin *et al.* (2013), por su parte, puede ser uno de los pocos estudios que han examinado las evaluaciones de los «paisajes de agua» por parte de los residentes y los visitantes de un sitio, en este caso, las áreas naturales que tienen elementos de agua en el área metropolitana de Buenos Aires (Argentina). Más específicamente para las zonas de montaña, un estudio reciente de Wlejaczka *et al.* (2018)

analizó las percepciones de los residentes sobre una presa y un embalse propuestos en la parte india del Himalaya.

En cuanto a su área geográfica (Parque Nacional de Aiguestortes i Estany de Sant Maurici y Parque Natural del Alt Pirineu), este estudio no tiene precedentes. Ha habido estudios previos sobre el perfil de los visitantes de ambas áreas protegidas y que se han centrado en uno de los grupos sociales estudiados en este proyecto, los visitantes (Farias *et al.*, 2005; Farias, 2011), pero ninguno ha comparado visitantes y residentes, y aún menos ha analizado los ecosistemas acuáticos.

METODOLOGÍA

El primer paso para desarrollar el estudio consistió en diseñar la encuesta que se iba a realizar a los visitantes y los residentes de los dos ámbitos de estudio. El equipo técnico del estudio elaboró una propuesta inicial de encuesta a partir de la experiencia previa en otros estudios de percepción social y medio ambiente. Esta propuesta se acabó de perfilar y concretar a partir de las aportaciones de los responsables de gestión y del personal técnico de los dos espacios naturales objeto de estudio, así como del equipo técnico del proyecto LIFE+ LimnoPirineus.

La encuesta que finalmente se realizó a los visitantes de los parques y a la población residente del entorno de los parques tiene como eje central la percepción de estos dos colectivos en relación con los ecosistemas acuáticos de alta montaña y, de forma más específica, con la problemática de la proliferación de peces en los lagos. En este sentido, la primera parte de la encuesta pregunta a visitantes y residentes de la zona sobre su valoración del grado de conocimiento y su valoración de estos ecosistemas, así como sobre las acciones de conservación que plantea el proyecto LIFE+ LimnoPirineus. Para facilitar la respuesta a las preguntas que hacen referencia a estos aspectos, se realizó una escala tipo Likert de 1 a 5, de menor a mayor importancia.

De forma coordinada con los responsables de gestión y el personal técnico de ambos espacios protegidos, se estableció y consensuó el protocolo para la realización de la encuesta sobre el terreno, con el objetivo de garantizar una correcta selección de la muestra y la máxima representatividad del universo que se pretendía muestrear, que es el conjunto de visitantes de los dos espacios protegidos y la población residente en sus entornos. En relación con la localización de los puntos de muestreo para la realización de la encuesta, para cada parque se escogieron varios puntos en los que sería relativamente fácil acceder a los visitantes. En cuanto a los residentes, las encuestas se realizaron mayoritariamente en los pueblos (Espot y Boí, en el caso del parque nacional, Àreu, Alins, Tavascan, Lladorre, Ribera de Cardós y Llavorsí, en el caso del parque natural).

El método para realizar la encuesta sobre el terreno fue el de la aproximación aleatoria a los potenciales encuestados por parte del encuestador, quien les explicaba brevemente los objetivos del estudio y les pedía que

respondieran el cuestionario, garantizándoles la confidencialidad y el anonimato en las respuestas. Las respuestas eran, en su mayoría, de carácter numérico, por lo que se pudieron procesar posteriormente con el programa de análisis estadístico SPSS (versión 21). En este sentido, los análisis estadísticos realizados consistieron, esencialmente, en el cálculo de: 1) los porcentajes sobre el perfil sociodemográfico de los encuestados y sobre las diferentes respuestas numéricas de las preguntas incluidas en la encuesta; 2) los valores medios de las valoraciones subjetivas de diferentes aspectos incluidos en la encuesta, y 3) las correlaciones (rho de Spearman) entre el perfil sociodemográfico de los encuestados y las valoraciones subjetivas de distintos aspectos incluidos en la encuesta.

La encuesta se realizó en dos tandas (verano de 2016 y Semana Santa de 2017) y alcanzó una cifra total de 519 personas encuestadas, distribuidas de la siguiente forma:

- Parque Nacional de Aigüestortes y Estany de Sant Maurici: 318 cuestionarios (258 visitantes y 61 residentes).
- Parque Natural del Alt Pirineu: 201 cuestionarios (150 visitantes y 50 residentes).

RESULTADOS

Los resultados de la primera parte de la encuesta mostraron la elevada valoración subjetiva que tienen, tanto visitantes como residentes, de los ecosistemas acuáticos de alta montaña. En concreto, los espacios de agua, junto con el paisaje de alta montaña, fueron el elemento o característica del parque mejor valorado, por encima de bosques y prados, la fauna salvaje, el patrimonio cultural u otros elementos. En el caso del parque nacional, esta valoración fue ligeramente superior a la del parque natural (tabla 1).

La encuesta preguntó a visitantes y residentes sobre el grado de conocimiento subjetivo que tenían de los distintos tipos de ecosistemas acuáticos de alta montaña: a) lagos; b) ríos y arroyos; c) turberas, y d) fuentes naturales/surgencias. Los resultados muestran grados diferentes de conocimiento de los cuatro tipos de ecosistemas acuáticos analizados, siendo los lagos, en primer término, y los ríos y arroyos, en segundo término, los más conocidos, sensiblemente por encima de las fuentes carbonatadas y de las turberas (este último tipo resultó ser el menos conocido por parte de todos los grupos de encuestados). Los residentes mostraron un mayor nivel de conocimiento que los visitantes en los cuatro tipos de ecosistema, tanto en el parque nacional como en el parque natural (tabla 2).

Complementariamente al grado de conocimiento de los ecosistemas acuáticos de alta montaña, la encuesta también preguntaba a visitantes y residentes sobre su valoración general de cada uno de los cuatro tipos de ecosistema analizados. Se especificaba que se entendía como *valoración general* el valor que le otorgaban desde los puntos de vista ecológico, paisajístico y de ocio. Los visitantes de ambos parques valoraron casi con la máxima puntuación los cuatro tipos de ecosistemas acuáticos (4,9 sobre 5 de valoración media) y los residentes también les otorgaron

casi la máxima puntuación, aunque ligeramente inferior a la de los visitantes (4,7 de valoración media) (tabla 3).

La encuesta incluía una cuestión que hacía referencia de forma explícita al proyecto LIFE+ LimnoPirineus, con el objetivo de conocer la valoración de visitantes y residentes de las actuaciones de conservación de los ecosistemas acuáticos de alta montaña propuestas en el marco de este proyecto europeo. La valoración media de las actuaciones del proyecto LIFE+ LimnoPirineus del total de encuestados fue de 4,7 en una escala del 1 al 5. En términos generales, los visitantes tendieron a valorar más positivamente (4,8) las actuaciones del proyecto que los residentes (4,4). Por parques, también se observa una valoración ligeramente mejor de las actuaciones por parte de los encuestados del Parque Nacional de Aigüestortes que por parte de los encuestados en el Parque Natural del Alt Pirineu, aunque no son diferencias significativas (tabla 4). La única diferencia significativa, desde el punto de vista del perfil sociodemográfico de los encuestados, fue que los residentes de mayor edad tienden a valorar menos positivamente las actuaciones de conservación propuestas por el proyecto (tabla 5).

La segunda parte de la encuesta permitió profundizar con más detalle en aspectos relacionados de forma más directa con la problemática específica de la proliferación de peces en los lagos de alta montaña. Concretamente, la encuesta preguntaba sobre el conocimiento de los diferentes tipos de especies animales que los encuestados creían que se pueden encontrar en los lagos de alta montaña, dando como posibles opciones las ranas, los insectos, los crustáceos, los peces, el tritón y una última categoría denominada «Otros». El objetivo de la inclusión de esta pregunta en la encuesta era, además de facilitar a los encuestados el reconocimiento de la existencia de una elevada biodiversidad en los lagos de alta montaña, identificar hasta qué punto es importante la percepción de la asociación de los peces en los lagos. En este sentido, los resultados mostraron que esta asociación existe, ya que precisamente los peces fueron el grupo más mencionado entre las posibles opciones de respuesta que se planteaban. En concreto, nueve de cada diez encuestados (visitantes y residentes casi por igual) dieron por hecho que los peces son unos tipos de especies que, de manera natural, se puede esperar encontrar en los lagos de alta montaña. Las otras respuestas mencionadas, después de los peces, fueron los insectos y las ranas y, a mucha más distancia, el tritón, otros y los crustáceos. En todos los casos, aunque las diferencias entre visitantes y residentes no son significativas, los visitantes mencionaron un mayor número de especies que los residentes (tabla 6).

La siguiente pregunta era, de hecho, triple, dado que a partir del visionado del lago Closell antes (2013) y después (2015) de las actuaciones realizadas en el marco del proyecto LIFE+ LimnoPirineus, que consistían en la eliminación de los peces previamente introducidos por la acción humana (principalmente, piscardo) y que habían llevado a una elevada eutrofización y turbidez del agua del estanque, se preguntaba a los encuestados (sin dar ningún detalle sobre las imágenes) en cuál de las dos situaciones creían que: a) el lago se encontraba en una situación más

óptima; b) se podía esperar una mayor diversidad de especies, y c) se podía esperar encontrar peces.

Las respuestas pusieron en evidencia que la percepción dominante es que el lago que presenta el agua más clara y transparente se asocia mayoritariamente a aquel que se encuentra en la situación más óptima (85,5%), el que tiene mayor diversidad de especies (73,9%) y donde se puede esperar encontrar peces (85,5%). Hay que decir que, de las tres percepciones mencionadas, la última es la que se aleja más de la realidad, dado que es precisamente esta la imagen del lago sin peces.

Finalmente, la encuesta preguntaba a visitantes y residentes del territorio sobre el conocimiento de la problemática de las especies invasoras en los lagos de alta montaña y, concretamente, sobre el caso del piscardo. Aquí se hizo evidente una gran diferencia de percepción entre residentes y visitantes. Mientras que más de la mitad de los residentes afirmaron que conocían la problemática o les sonaba (34% y 28,3%, respectivamente), la mayoría de los visitantes no la conocían (82,3%) (figura 1).

CONCLUSIONES

En conclusión, el estudio ha mostrado la existencia de

una percepción, bastante amplia entre visitantes y residentes, de que los lagos de alta montaña se perciben como ecosistemas biodiversos, en la que la presencia de peces es un atributo específico de estos medios, mientras que se desconoce, en buena medida, la problemática de las especies invasoras, particularmente de peces.

Asimismo, el estudio ha puesto de manifiesto la importancia de la necesidad de documentar y divulgar las características, los valores, el estado y las problemáticas de los ecosistemas acuáticos de alta montaña.

El estudio ha contribuido a aportar conocimiento desde la perspectiva más social de una temática esencialmente ecológica, como es la que aborda el proyecto LIFE+ LimnoPirineus, en línea con las voces que desde la comunidad científica abogan por la necesidad creciente de incorporar las ciencias sociales en el análisis y la gestión de los ecosistemas en general o de los ecosistemas acuáticos en particular, así como los retos que actualmente tienen planteados, especialmente desde la perspectiva de los servicios de los ecosistemas.

Finalmente, el estudio también ha permitido divulgar socialmente los objetivos del proyecto mediante las dos tandas de encuestas, que han llegado a más de 500 personas entre visitantes y residentes del ámbito de estudio, con lo que se ha favorecido la conexión entre la sociedad y la gestión y la conservación de los ecosistemas.

Elementos o características del parque	PN Aigüestortes		PN Alt Pirineu	
	Visitantes	Residentes	Visitantes	Residentes
Los bosques	4,9	4,8	4,9	4,6
Los prados	4,7	4,7	4,6	4,1
Los espacios de agua	5,0	5,0	4,9	4,7
La fauna salvaje	4,8	4,6	4,8	4,3
Los rebaños y el ganado	4,6	4,4	4,6	4,4
El paisaje de alta montaña	5,0	5,0	4,9	4,8
El patrimonio cultural	4,8	4,7	4,7	4,2
El aire sano y el entorno limpio	5,0	4,8	4,9	4,8
El silencio y la tranquilidad	4,9	4,7	4,8	4,6
Los equipamientos y servicios del parque	4,5	3,6	4,0	3,3
Las actividades organizadas por el parque	3,8	3,8	3,5	3,2

▲ **Tabla 1.** Importància subjectiva dels elements o les característiques del parc (valoració mitjana, escala 1-5)

Tipo de ecosistema acuático	PN Aigüestortes		PN Alt Pirineu	
	Visitantes	Residentes	Visitantes	Residentes
Lagos	2,7	3,9	2,8	3,7
Ríos y arroyos	2,0	3,5	2,6	3,7
Turberas	1,5	2,9	1,9	2,6
Fuentes naturales/surgencias	1,8	3,1	2,1	3,1

▲ **Tabla 2.** Grado de conocimiento subjetivo de los diferentes tipos de ecosistemas acuáticos de alta montaña (valoración media, escala 1-5)

Tipo de ecosistema acuático	PN Aigüestortes		PN Alt Pirineu	
	Visitantes	Residentes	Visitantes	Residentes
Lagos	4,9	4,7	4,9	4,7
Ríos y arroyos	4,9	4,7	4,9	4,7
Turberas	4,9	4,7	4,8	4,6
Fuentes naturales/surgencias	4,9	4,7	4,8	4,7

▲ **Tabla 3.** Valoración general (valor ecológico, paisajístico y de ocio) de los diferentes tipos de ecosistemas acuáticos de alta montaña (valoración media, escala 1-5)

PN Aigüestortes		PN Alt Pirineu	
Visitantes	Residentes	Visitantes	Residentes
4,8	4,5	4,7	4,3

▲ **Tabla 4.** Valoración media de las actuaciones de conservación del proyecto LIFE+ LimnoPirineus (escala 1-5)

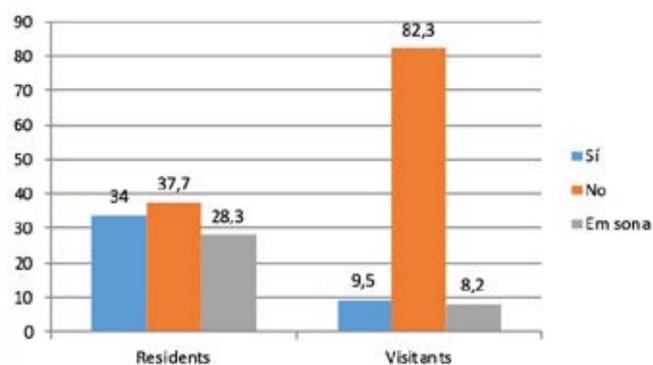
Edad		Nivel de estudios		Género	
Visitantes	Residentes	Visitantes	Residentes	Visitantes	Residentes
-0,10	-0,28*	0,10	0,02	0,05	-0,06

* La correlación es significativa al nivel 0,01 (bilateral).

▲ **Tabla 5.** Correlaciones entre el grado de acuerdo respecto a las actuaciones de conservación del proyecto LIFE+ LimnoPirineus y el perfil sociodemográfico de los encuestados

	Visitantes	Residentes
Peces	89,1	88,7
Insectos	84,4	79,2
Ranas	70,7	62,3
Tritones	29,9	28,3
Otros	29,9	26,4
Crustáceos	12,9	7,5

▲ **Tabla 6.** Grado de conocimiento de las especies presentes en los lagos de alta montaña (porcentajes)



◀ **Figura 1.** Grado de conocimiento de la problemática de las especies invasoras en los lagos de alta montaña (porcentajes)

BIBLIOGRAFÍA

- ATAURI J. A., BRAVO M. A. Y RUIZ A. (2000). Visitors' landscape preferences as a tool for management of recreational use in natural areas: A case study in Sierra de Guadarrama (Madrid, Spain). *Landscape Research* 25(1):49-62.
- BARBER J. S., BIDDLECOM A. E. Y AXINN W. G. (2003). Neighborhood social change and perceptions of environmental degradation. *Population and Environment* 25(2):77-108.
- BORJA C., CAMACHO A. Y FLORÍN M. (2012). Lagos y humedales en la evaluación de los ecosistemas del milenio en España. *Ambienta* 98:82-90.
- BOWLER D. E., BUYUNG-ALI L. M., KNIGHT T. M. Y PULLIN A. S. (2010). A systematic review of evidence for the added benefits to health exposure to natural environments. *BMC Public Health* 10, 456.
- BURGESS D. J. Y MAYER-SMITH J. M. (2011). Listening to children: Perceptions of Nature. *Journal of Natural History Education and Experience* 5:27-43.
- COLE D. N. Y KNIGHT R. L. (1990). Impacts of recreation on biodiversity in wilderness. A: Rasmussen A., editor. *Wilderness areas: Their impacts. Proceedings of a Symposium*. Utah State University, Logan, Utah, p. 33-40.
- COLLEY K. Y CRAIG T. (2019). Natural places: perceptions of wildness and attachment to local greenspace. *Journal of Environmental Psychology* 61:71-78.
- DUSTIN D., ZAJCHOWSKI C., GATTI E., BRICKER K., BROWNLEE M. T. J. Y SCHWAB K. (2018). Greening health: The role of parks, recreation, and tourism in health promotion. *Journal of Parks and Recreation Administration* 36:113-123.
- FAGGI A., BREUSTE J., MADANES N., GROPPER C. Y PERELMAN P. (2013). Water as an appreciated feature in the landscape: a comparison of residents' and visitors' preferences in Buenos Aires. *Journal of Cleaner Production* 60:182-187.
- FARÍAS E. I., GRAU H. R. Y CAMPS A. (2005). Trail preferences and visitor characteristics in Aigüestortes i Estany de Sant Maurici National Park, Spain. *Mountain Research and Development* 25(1):51-59.
- FARÍAS E. I. (2011). *Estudi sobre l'afluència i la caracterització dels visitants al Parc Natural de l'Alt Pirineu*. Generalitat de Catalunya - Departament d'Agricultura, Ramaderia, Pesca, Alimentació i Medi Natural, Barcelona.
- HARTIG T., MITCHELL R., DE VRIES S. Y FRUMKIN H. (2014). Nature and health. *Annual Review of Public Health*, 35:207-228.
- KAPLAN S. (1995). The restorative benefits of nature: Toward an integrative framework. *Journal of Environmental Psychology* 15:169-182.
- KHEW J. Y. T., YOKIOHARI M. Y TANAKA T. (2014). Public perceptions of Nature and landscape preference in Singapore. *Human Ecology* 42:979-988.
- MASCIA M. B., BROSIUS J. P., DOBSON T. A., FORBES B. C., HOROWITZ L., MCKEAN M. A. Y TURNER N. J. (2003). Conservation and the social sciences. *Conservation Biology* 17(3):649-650.
- MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (2005). *Ecosystems and human well-being: Wetlands and water*. World Resources Institute, Washington DC.
- MOYLE B. D. Y WEILER B. (2017). Revisiting the importance of visitation: public perceptions of park benefits. *Tourism and Hospitality Research* 17(1):91-105.
- MÚGICA M., DE LUCIO J. V. (1996). The role of on-site experience on landscape preferences. A case study Doñana National Park (Spain). *Journal of Environmental Management* 47:229-239.
- NEWSOME D., MOORE S. A. Y DOWLING R. D. (2002). *Natural area tourism. Ecology, impacts and management*. Channel View Publications, Bristol.
- RELPH E. (1976). *Place and placelessness*. Pion, Londres.
- ROMAGOSA F. (2008). Impactos de la frecuentación turística en el Parque Natural de los Aiguamolls de l'Empordà. *Investigaciones Geográficas* 46:107-125.
- ROMAGOSA F., EAGLES P. F. J. Y LEMIEUX C. J. (2015). From the inside out to the outside in: Exploring the role of parks and protected areas as providers of human health and well-being. *Journal of Outdoor Recreation and Tourism* 10:70-77.
- SCHMITZ M. F., DE ARANZABAL I. Y PINEDA F. D. (2007). Spatial analysis of visitor preferences in the outdoor recreational niche of Mediterranean cultural landscapes. *Environmental Conservation* 34(4):300-312.
- TAFF B. D., BENFIELD J., MILLER Z. D., D'ANTONIO A. Y SCHWARTZ F. (2019). The role of tourism impacts on cultural ecosystem services. *Environments* 6,43. doi:10.3390/environments6040043.
- VEAL A. J. (1997). *Research methods for leisure and tourism. A practical guide*. Financial Times Management, Londres.
- WALKER-SPRINGETT K., JEFFERSON R., BÖCK K., BRECKWOLDT A., COMBY E., COTTET M., HÜBNER G., LE LAY Y. F., SHAW S. Y WYLES K. (2016). Ways forward for aquatic conservation: Applications of environmental psychology to support management objectives. *Journal of Environmental Management* 166:525-536.
- WLEJACZKA L., PIROG D., TAMANG L. Y PROKOP P. (2018). Local residents' perceptions of a dam and reservoir project in the Teesta Basin, Darjeeling Himalayas, India. *Mountain Research and Development* 38(3):203-210.



~ Cap del Port de Peguera ~



~ Cavilat (*Cottus hispaniolensis*) ~

ESTADO DE CONSERVACIÓN DEL CAVILAT (*COTTUS HISPANIOLENSIS*) EN EL VALLE DE ARÁN

Rafel ROCASPANA (1), Enric APARICIO (2), Quim POU-ROVIRA (3), Eloi CRUSET (3), Jenny CANER (4), Federica LUCATI (4), Teresa BUCHACA (4), Ivan AFONSO (5) y Marc VENTURA (4)

1. GESNA Estudis Ambientals, 25240 Linyola, Cataluña, España.
2. GRECO, Instituto de Ecología Acuática. Universitat de Girona. 17071 Girona, Cataluña, España.
3. Sorelló Estudis al Medi Aquàtic, S. L. Parque Científico de la Universitat de Girona, 17071 Girona, Cataluña, España.
4. Grupo de Ecología Integrativa de Aguas Continentales. Centro de Estudios Avanzados de Blanes (CEAB-CSIC). Calle de acceso a la Cala Sant Francesc, 14, 17300 Blanes, Cataluña, España.
5. Conselh Geneau d'Aran. Passeg dera Libertat, 16, 25530 Vielha, Cataluña, España.

RESUMEN

El cavilat (*Cottus hispaniolensis*) es uno de los peces continentales más amenazados de Cataluña y España. Su situación en el valle de Arán empeoró drásticamente a raíz de las riadas del 2013, hasta el punto de llegar a su práctica desaparición. Desde entonces, sus poblaciones se han ido recuperando progresivamente, con un lento incremento de su densidad media y de las localidades ocupadas. En parte, esta recuperación se ha producido gracias a actuaciones enmarcadas dentro del proyecto LIFE+ LimnoPirineus, que se han diseñado específicamente para la recuperación de esta especie dentro del espacio de Red Natura 2000 de Aigüestortes (ES0000022).

INTRODUCCIÓN

El cavilat (*Cottus hispaniolensis* Băcescu y Băcescu-Meşter) pertenece a la familia Cottidae (orden Scorpaeniformes), que está constituida por especies de peces bentónicos de agua dulce que habitan principalmente en ríos y lagos fríos y bien oxigenados (Tomlinson y Perrow, 2003). Es endémico de la cuenca del río Garona (suroeste de Francia y valle de Arán, norte de Cataluña) y está restringido a su cabecera (Freyhof *et al.*, 2005). La comunidad de peces del Garona en el valle de Arán está formada casi exclusivamente por el cavilat y la trucha (*Salmo trutta* Linnaeus, 1758), aunque también se han introducido el piscardio (*Phoxinus* sp.) y el salvelino alpino (*Salvelinus umbla* Linnaeus, 1758) en algunos embalses y lagos de alta montaña (Aparicio, 2015). El cavilat se distribuía históricamente en poblaciones continuas a lo largo del curso principal del río Garona y en las partes más bajas de algunos afluentes (Sostoa *et al.*, 1990; Doadrio *et al.*, 2011). Estas poblaciones han experimentado una fuerte regresión en las últimas décadas (Doadrio *et al.*, 2011; Sousa-Santos *et*

al., 2014). Además, una fuerte riada en junio de 2013 en el Garona y sus afluentes debilitó aún más la precaria situación del cavilat (Rocaspana y Aparicio, 2017). Por este motivo, la especie se encuentra actualmente catalogada como en peligro crítico en las listas rojas española y catalana de especies amenazadas (Doadrio *et al.*, 2011; Aparicio *et al.*, 2016). Como *Cottus gobio* (anterior sinónimo), también se incluye en el anexo II de la Directiva europea sobre hábitats 92/43/CEE.

En el año 2004 se realizó una primera diagnosis global del estado de conservación de la población de cavilat en el valle de Arán (Rocaspana *et al.*, 2004). Posteriormente, se realizaron inventarios periódicos que permiten tener una orientación sobre su evolución. No obstante, la afección que comportaron las fuertes riadas de junio de 2013 motivó el inicio de diversos proyectos de diagnóstico y actuaciones de conservación del cavilat (Aran, 2014a, 2014b), que consistieron en censos poblacionales, el análisis del grado de afectación de la riada y la evolución de sus poblaciones durante el año y medio siguiente a la riada.

De forma paralela a estos últimos estudios, se inició el proyecto LIFE+ LimnoPirineus (LIFE+ Natura LIFE13 NAT/ES/001210), destinado a mejorar el estado de conservación de especies y hábitats acuáticos de interés europeo en la alta montaña de los Pirineos. Este proyecto tenía el cavilat como una de sus especies objetivo



▲ Figura 1. Imagen de un ejemplar de cavilat del río Garona en el valle de Arán.

y planificó diversas actuaciones enfocadas a la mejora y conservación de esta especie dentro del espacio de Red Natura 2000 de Aigüestortes (ES0000022). Entre estas actuaciones, la más destacada pasaba por la consolidación de 2 núcleos poblacionales en los ríos Ruda y Aiguamòg, mediante sueltas de ejemplares provenientes de poblaciones en buen estado situadas en otros sectores del valle de Arán. Estas translocaciones tenían que contribuir también a reducir los efectos del aislamiento genético que sufren estos núcleos poblacionales de cabecera situados dentro del espacio de Aigüestortes.

A la vez, se previó el seguimiento regular de todas las poblaciones del valle con el fin de determinar su estado y tendencia. Además, este seguimiento ha permitido mejorar el conocimiento de sus características biológicas y ecológicas.

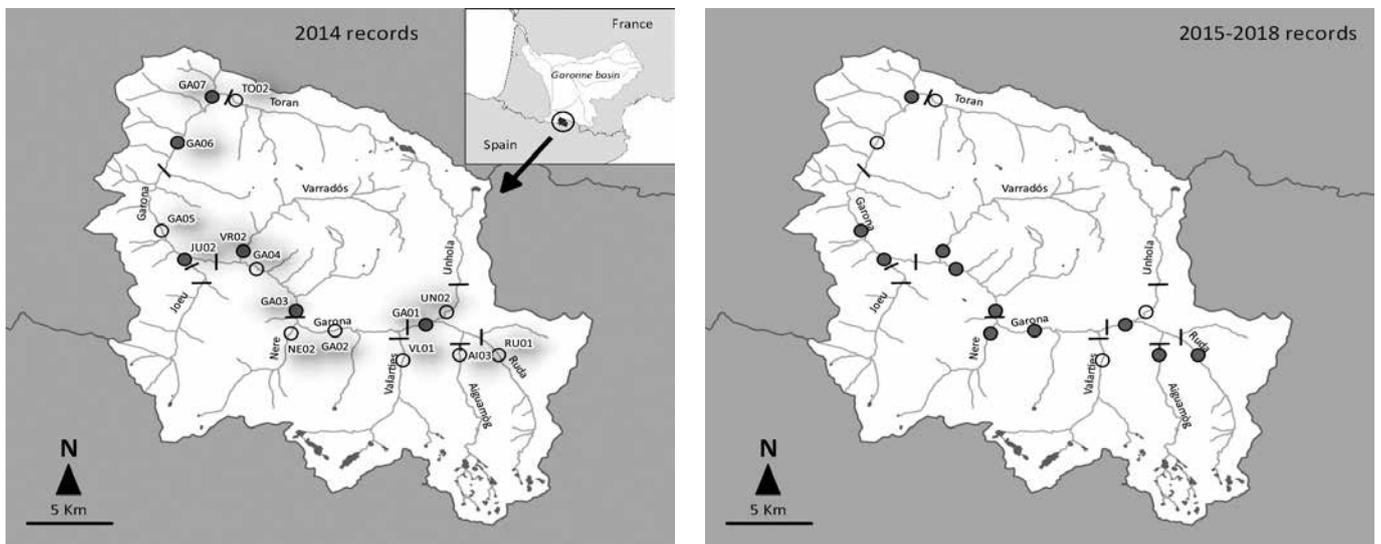
MÉTODOS

El seguimiento de las poblaciones de cavilat consistió en muestreos en 16 estaciones de 2015 a 2018. Las estaciones de muestreo (de 80 a 200 m de longitud) se seleccionaron según la información de la distribución histórica del cavilat, es decir, el curso principal del río Garona y las partes más bajas de sus principales afluentes (figura 1). Los peces se capturaron mediante 2 pasadas de pesca eléctrica (corriente continua pulsante). Todos los peces capturados se anestesiaron con aceite de clavo, se identificaron en cuanto a especie, se contaron, se midieron (longitud furcal FL, mm), se pesaron (g) y se liberaron en el mismo lugar de captura. La abundancia (N) de peces se estimó como $N = C_1^2 (C_1 - C_2)^{-1}$, donde C_1 es el número de peces capturados en la primera pasada y C_2 es el número de individuos capturados en la segunda. La probabilidad de captura se calculó como $p = (C_1 - C_2) (C_1)^{-1}$ (Seber y Le Cren, 1967). La densidad de peces (individuos · ha⁻¹) se calculó dividiendo el número estimado de peces por

la superficie muestreada. Después del muestreo de los peces, se estimó visualmente la composición del sustrato del lecho fluvial según una escala modificada de Wentworth: roca (tamaño de partícula > 256 mm), piedras (>64-256 mm), cantos (>16-64 mm), grava (>2-16 mm), arenas (0,1-2 mm) y limos (<0,1 mm). También se registró el porcentaje de los diferentes mesohabitats presentes (pozas, tablas y rápidos). Se utilizó una regresión lineal múltiple (*Stepwise multiple linear regression*) para estudiar el efecto del hábitat (composición del sustrato, mesohábitat) sobre la densidad de cavilat. Para los análisis estadísticos, las densidades de peces se transformaron en $\log_{10}(x + 1)$ y los datos porcentuales se normalizaron mediante una transformación de raíz cuadrada.

Las translocaciones de ejemplares de cavilat para el refuerzo, mejora y consolidación de las poblaciones situadas dentro del espacio de Red Natura 2000 de Aigüestortes se tuvieron que retrasar respecto a los planes inicialmente previstos, debido al precario estado del conjunto de las poblaciones del valle de Arán. Finalmente se ejecutaron entre los años 2017 y 2018 (véase tabla 2). Estas sueltas se llevaron a cabo, en parte, mediante ejemplares salvajes procedentes directamente del medio natural y, en parte, mediante ejemplares provenientes de un programa de cría en cautividad que se ha desarrollado en paralelo al LIFE+ LimnoPirineus por parte de ADEFFA.

Se pudieron caracterizar genéticamente 203 de los individuos capturados y, mediante el análisis de microsatélites, determinar la distribución de los diferentes linajes genéticos a lo largo del curso del Garona en la Val d'Aran. Se extrajo el ADN genómico utilizando el método Hots-hot (Montero-Paz et al. 2008), en un volumen total de 100 ml. Cada pez fue genotipado para 24 loci de microsatélites seleccionados de la literatura: Cott150, Cott113, Cott144, Cott164, Cot158, Cott153, Cott138, Cott105, Cott152, Cott173, Cott112, Cott130, Cot132, Cott154, Cott119, Cott118, Cott170, Cott163, Cott100, Cott127, Cott146, Cott128, Cott149, Cott175 (Nolte et al. 2005). Los cebadores *forward* se marcaron usando cuatro tintes fluorescen-



▲ **Figura 2.** Mapa de la cuenca del Garona en el valle de Arán y localización de las estaciones de muestreo (véanse códigos de la tabla 1), que muestra el área de distribución del cavilat (*Cottus hispaniolensis*): (○) indica lugares donde se ha muestreado y (●) indica lugares donde *C. hispaniolensis* se ha registrado positivamente. Las barreras físicas (azudes y presas) se marcan como líneas perpendiculares al río.

Estación	Lugar	2004	2013	2014	2015	2016	2018
GA01	Garona a Tredós	31		42	140	0	157
GA02	Garona a Casarilh	0	0	0	19	0	27
GA02a	Garona a EDAR Naut Aran				0	0	38
GA03	Garona a Viella	45	0	69	81	430	189
GA04	Garona a Aubert	53		0	93	133	38
GA05	Garona a Bosost	0	111	0	31	173	285
GA06	Garona a Les	0		44	0	0	0
GA07	Garona a Pont de Rei	0	0	56	14	0	159
RU01	Ruda al Pont de Vaqueira	0	0	0	0	0	251
AI03	Aiguamòg sobre embalse	218	0	0	0	59	269
UN02	Unha				0	0	0
VL01	Valarties al puente de Aiguanera	0		0	0	0	0
NE02	Nere a Viella				150	468	892
VR02	Varradós a desembocadura	156	222	67	363	202	167
JU02	Joeu a desembocadura	940	0	122	0	64	52
TO02	Toran al puente de Canejan	0		0	0	0	0

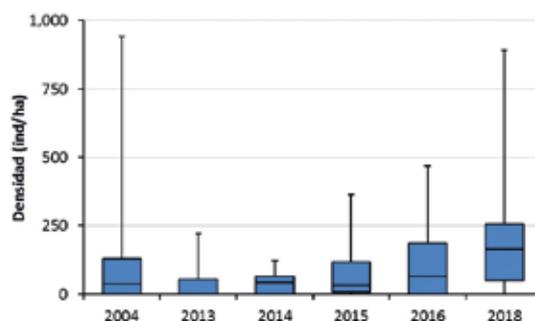
▲ **Tabla 1.** Estaciones de muestreo en el periodo 2015-2018 y densidades de cavilat (ind./ha) en los censos realizados en el marco del proyecto LIFE+ LimnoPirineus (2015-2018) y en diagnósticos de años anteriores (sombreado en gris: no muestreado).

tes diferentes y se dividieron en tres multiplex. La amplificación por PCR se realizó en un volumen de reacción de 11 ml que contenía 1 ml de ADN extraído y 5,5 ml de Qia-gen Multiplex PCR mastermix y los cebadores. La amplificación por PCR se realizó con el ciclador térmico Applied Biosystems 2720. El protocolo de ciclos de PCR para los tres múltiplex consistía en una desnaturalización inicial de 15 minutos a 95 ° C, seguido de 38 ciclos con 30 segundos a 94 ° C, 90 segundos a 60 ° C, 60 segundos a 72 ° C y una extensión final de 30 minutos a 72 ° C. Los productos de PCR se diluyeron 01:10 para todos los múltiplex y se corrieron en un analizador de ADN 3730xl de 48 capilares (Applied Biosystems). Se marcaron los alelos utilizando el programa Geneious 11.1.4 verificándose cada genotipo a simple vista para detectar picos mal nombrados. La estructura genética y los grupos genéticamente homogéneos en que se agrupaban los individuos analizados se obtuvo con el programa DACP (Jombart et al. 2010).

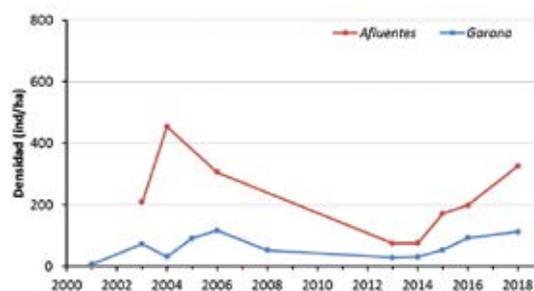
RESULTADOS

Las poblaciones de cavilat del valle de Arán, evaluadas mediante los muestreos de seguimiento realizados, resultaron poco abundantes (tabla 1), confinadas a zonas muy localizadas y la mayoría aisladas a causa de la presencia de barreras artificiales (figura 2). La trucha coexiste con el cavilat y es dominante en densidad en todos los puntos donde este último está presente. La densidad de cavilat en el periodo evaluado (2015-2018) presenta una lenta tendencia de recuperación, después del descalabro demográfico del 2013 que casi provocó su extinción en el valle de

Arán (figura 3). La densidad de cavilat en los afluentes siempre se ha mantenido más elevada a la del curso principal del Garona y la tendencia de recuperación también es superior (Figura 4).



▲ **Figura 3.** Boxplot (mediana, percentiles 25 % y 75 %, máximo y mínimo) de las densidades de cavilat (ind ha⁻¹) entre los años 2004 y 2018.



▲ **Figura 4.** Evolución de la densidad media de cavilat (ind ha⁻¹) entre los años 2001 y 2018 en el río Garona y sus afluentes.

Respecto a las preferencias de hábitat, la regresión lineal mostró relaciones significativas de la densidad de cavilat con la composición del sustrato, lo que explica el 64 % de las diferencias de densidad entre estaciones. El porcentaje de rocas se relacionó positivamente con la densidad (coeficiente: 0,52, P = 0,011), mientras que el porcentaje de cantos tuvo una relación negativa (coeficiente: -0,47, P = 0,020). El resto de las variables del sustrato, así como de las variables de mesohábitat (pozas, tablas y rápidos), no mostraron relaciones estadísticamente significativas con la densidad de cavilat.

Las operaciones de translocación y suelta de ejemplares en los ríos Aiguamòg y Ruda, dentro del espacio de Red Natura 2000 “Zona periférica de protección del Parc Nacional d’Aigüestortes i Estany de Sant Maurici” (ES0000022 Aigüestortes), han generado resultados positivos, con el restablecimiento de una población en el río Ruda y la mejora de la población del río Aiguamòg (Tabla 2).

d’Aran ejecutó translocaciones de ejemplares procedentes del canal de la central hidroeléctrica de Bossòst, hecho que sin duda influyó en las densidades observadas. En el curso principal del Garona parece haberse producido una estabilización de la densidad media alrededor de los 100 ind./ha (figura 4). Esto podría indicar que la abundancia local en cada tramo ha alcanzado un nivel en que se encuentra ya limitada por la disponibilidad de hábitat o por las interacciones bióticas con otras especies (competencia, depredación).

La presencia de cavilat y su abundancia están relacionadas con ciertas características del hábitat, como el sustrato. Las estaciones con mayor densidad de cavilat tenían una proporción de rocas superior. Por lo tanto, estos tipos de sustrato son seleccionados positivamente por el cavilat y las estaciones con mayor proporción de rocas son más adecuadas para su desarrollo. Estos resultados son similares a los de estudios previos (Legalle *et al.*, 2005a,

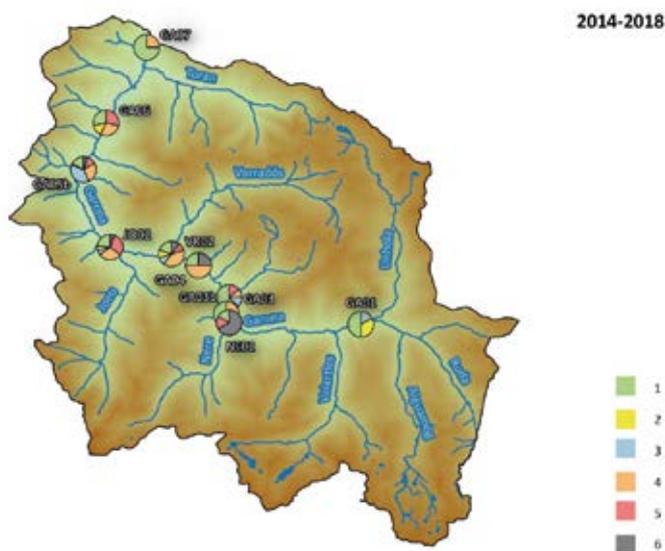
Estación	Origen	Destino	Cantidad
4/12/2015	Centre Camadoca (Adeffa)	Garona a Salardú (GA02) i riu Ruda (RU01)	75
25/07/2017	Garona a Vielha (GA03)	Riu Ruda (RU01)	5
25/07/2017	Garona a Les (GA06)	Riu Ruda (RU01)	5
26/07/2017	Garona a Bossost (GA05)	Riu Aiguamòg (AI03)	4
26/07/2017	Riu Joeu (JO02)	Riu Aiguamòg (AI03)	2
22/12/2017	Centre Camadoca (Adeffa)	Garona a Salardú (GA02) i riu Ruda (RU01)	80
29/08/2018	Garona a Bossost (GA05)	Riu Ruda (RU01)	25
29/08/2018	Garona a Bossost (GA05)	Riu Aiguamòg (AI03)	25

▲ **Tabla 2.** Suelta de ejemplares de cavilat llevada a cabo en el marco del proyecto LIFE+ LimnoPirineus.

Los análisis genéticos indican la existencia de seis linajes genéticos diferenciados, con una distribución muy repartida a lo largo del río (Figura 5). La mayor parte de los linajes se pueden encontrar en diferentes puntos sin encontrar una estructuración genética clara. Las localidades situadas en los dos extremos del valle son las que tienen una menor proporción de linajes.

DISCUSIÓN

Después del momento crítico que sufrió la población aranesa de cavilat durante 2013 debido a la histórica avenida que se produjo ese año, la especie sigue aumentando la amplitud de su distribución. En 2018 se ha detectado en el mayor número de localidades desde que se tienen datos. Paralelamente, la densidad de población también ha continuado en aumento gradualmente, principalmente por la contribución de los afluentes (Figura 4). No obstante, aunque parte de esta mejora de las poblaciones puede ser debida a causas naturales, es importante tener en cuenta que, en algunos de estos afluentes, el Conselh Generau



▲ **Figura 5.** Cambios en la proporción de linajes genéticos (grupo 1 al 6) de cavilat a lo largo del río Garona en la Val d’Aran.

2005b; Rocaspana y Aparicio, 2017) y probablemente están relacionados, por un lado, con sus requerimientos reproductores (Tomlinson y Perrow, 2003) y, por el otro, con el microhábitat que se forma debajo y detrás de las rocas, donde la velocidad del agua se debilita y facilita el movimiento del cavilat, que tiene una reducida capacidad natatoria (Legalle *et al.*, 2005b).

En cuanto a las actuaciones de mejora de las poblaciones de cavilat situadas dentro del espacio de Red Natura 2000 de Aigüestortes, se han conseguido los objetivos esperados, con una mejora general de los 2 núcleos poblacionales situados ahora dentro de este espacio natural. Concretamente, se ha conseguido, por un lado, el restablecimiento del núcleo poblacional en el río Ruda, que había desaparecido tiempo atrás, y, por otro lado, la mejora de la población del río Aiguamòg, que de hecho estuvo a punto de desaparecer a raíz de la gran avenida de 2013. Sin embargo, hay que tener presente que ambas poblaciones siguen aisladas por barreras artificiales o tramos fluviales altamente modificados del resto de poblaciones del valle de Arán. Por lo tanto, será necesario seguir su evolución y, a medio plazo, programar nuevas actuaciones de translocación, si es necesario.

Los resultados moleculares no muestran una estructuración genética clara de los diferentes linajes a lo largo del Garona tal como cabría esperar en una especie de naturaleza bentónica con poca movilidad. Aunque hay que profundizar en un análisis más detallado de los resultados, es posible que las perturbaciones ocurridas en el río, como la riada de 2013 con una disminución drástica del tamaño poblacional de la especie, haya conducido a situaciones de fuerte cuello de botella que expliquen la composición genética observada.

AGRADECIMIENTOS

Queremos agradecer al personal del Conselh Generau d'Arán por su colaboración en las tareas de campo y la asociación de defensa y estudio de la fauna y flora autóctona (ADEFFA; <http://adefca.cat/>) para la información y muestras de los individuos criados en cautividad.

BIBLIOGRAFÍA

- APARICIO E. 2015. First record of a self-sustaining population of Alpine charr *Salvelinus umbla* (Linnaeus, 1758) (Actinopterygii, Salmonidae) in Spain. *Graellsia* 71: e034.
- APARICIO E., ALCARAZ C., CARMONA-CATOT G., GARCÍA-BERTHOUS E., POU-ROVIRA Q., ROCASPANA R., VARGAS M. J., VINYOLÉS D. 2016. Peixos continentals de Catalunya. Ecologia, conservació i guia d'identificació. Lynx Edicions, Barcelona, 251 p.
- ARAN (2014a). Estado de conservación de la trucha (*Salmo trutta*) y el cavilat (*Cottus hispaniolensis*) en la cuenca del Garona: Bases para su gestión y conservación. Conselh Generau d'Arán. Inédito.
- ARAN (2014b). Actuaciones para la conservación del cavilat (*Cottus hispaniolensis*) y la trucha (*Salmo trutta*) en la cuenca del Garona (Valle de Aran, Lleida). Conselh Generau d'Arán. Inédito.
- BROOKES A. 1994. River channel change. En: Calow P & Petts GE, eds. *The Rivers Handbook Volume 2*, Blackwell Scientific Publications, Oxford, 55-75.
- DOADRIO I., PEREA S., GARZÓN-HEYDT P., GONZÁLEZ J. L. 2011. Ictiofauna continental española – Bases para su seguimiento. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Madrid, 610 p.
- FREYHOF J., KOTTELAT M., NOLTE A. 2005. Taxonomic diversity of European *Cottus* with description of eight new species (Teleostei: Cottidae). *Ichthyol Explor Freshw* 16: 107-172.
- JOMBART T., DEVILLARD S. Y BALLOUX F. (2010). Discriminant analysis of principal components: a new method for the analysis of genetically structured populations. *BMC Genetics* 11: 94
- KNAEPKENS G., BRUYNDONCX L. Y EENS M. (2004). Assessment of residency and movement of the endangered bullhead (*Cottus gobio*) in two Flemish rivers. *Ecology of Freshwater Fish* 13: 317-322.
- LEGALLE M., SANTOUL F., FIGUEROLA J., MASTRORILLO S., CÉRÉGHINO R. 2005a. Factors influencing the spatial distribution patterns of the bullhead (*Cottus gobio* L. Teleostei Cottidae): a multi-scale study. *Biodivers Conserv* 14: 1319-1334.
- LEGALLE M., MASTRORILLO S., SANTOUL F., CÉRÉGHINO R. 2005b. Ontogenetic microhabitat shifts in the bullhead, *Cottus gobio* L., in a fast flowing stream. *Internat Rev Hydrobiol* 90: 310-321.
- MONTERO-PAU J., GOMEZ A. Y MUNOZ J. (2008). Application of an inexpensive and high-throughput genomic DNA extraction method for the molecular ecology of zooplanktonic diapausing eggs. *Limnology and Oceanography-Methods* 6: 218-222.
- NATSUMEDA T. 2005. Biotic and abiotic influences on nest-hatching outcome in the Japanese fluvial sculpin *Cottus pollux*. *Environ Biol Fishes* 74: 349-356.
- NOLTE AW., STEMSHORN KC. Y TAUTZ D. (2005). Direct cloning of microsatellite loci from *Cottus gobio* through a simplified enrichment procedure. *Molecular Ecology Notes* 5: 628-636.
- ROCASPANA R. (2004). Diagnosi de la població de truita en els rius de la Val d'Arán. Informe técnico. Servici d'Agricultura Ramaderia i Miei Ambient del Consell Generau d'Arán. Documento inédito.
- ROCASPANA R. Y APARICIO E. (2017). Population trends and current status of the endangered Pyrenean sculpin *Cottus hispaniolensis* in the Spanish part of the Garonne drainage. *Knowl. Manag. Aquat. Ecosyst.* 2017-Janua, 25.
- SEBER GAF, LE CREN, ED. 1967. Estimating population parameters from catches large relative to the population. *J Anim Ecol* 36: 631-643.
- SOSTOA A. DE, ALLUÉ R., BAS C., CASALS F., CASAPONSA J., CASTILLO M., DOADRIO I. 1990. Peixos (Història Natural dels Països Catalans). Enciclopèdia Catalana, Barcelona, 487 p.
- SOUSA-SANTOS C., ROBALO J. I., PEREIRA A., DOADRIO I. 2014. Threatened fishes of the world: *Cottus hispaniolensis* Bacescu-Mester. 1964 (Cottidae). *Croatian J Fish* 72: 132-133.
- TOMLINSON M. L., PERROW M. R. 2003. Ecology of the bullhead. *Conserving Natura 2000 Rivers*, Ecology Series No. 4, English Nature, Peterborough, 16 p.



~ Turbera en restauración en la Font Grossa ~

RECUPERACIÓN DE TURBERAS EN EL EMBALSE DE LA FONT GROSSA, ESPOT

Josep M. NINOT (1), Aaron PÉREZ-HAASE (1), Eulàlia PLADEVALL-IZARD (1), Jaume ESPUNY (1), Alba ANADON-ROSELL (1, 2), Efreem BATRIU (1), Nil ESCOLÀ (1), Ana I. GARCÍA-DEL BAO (1), Jesús TARTERA (3) y Empar CARRILLO (1)

1. Instituto de Investigación de la Biodiversidad (IRBio) y Departamento de Biología Evolutiva, Ecología y Ciencias Ambientales. Universidad de Barcelona. Av. Diagonal, 643, 08028 Barcelona, Cataluña, España.

2. Institute of Botany and Landscape Ecology, Universidad de Greifswald, Soldmannstrasse, 15, D-17487 Greifswald, Alemania.

3. Parque Nacional de Aigüestortes y Estany de Sant Maurici. C/ de Sant Maurici, 5, 25597 Espot, Cataluña, España.

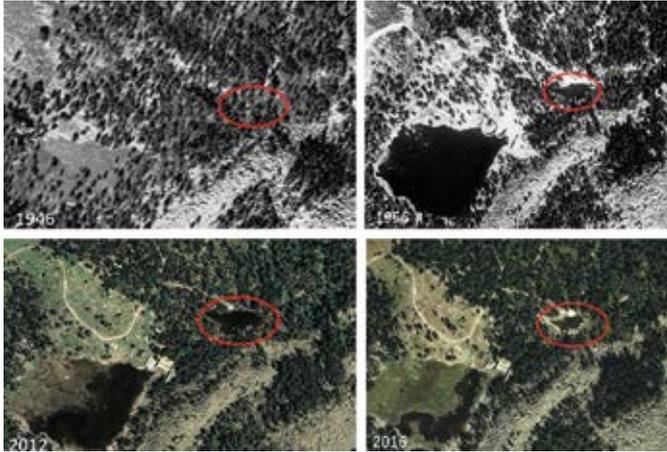
RESUMEN

En el Parque Nacional de Aigüestortes i Estany de Sant Maurici se encuentran numerosas infraestructuras hidroeléctricas que modifican la estructura y el funcionamiento de los hábitats acuáticos y semiacuáticos. En el marco del proyecto LIFE+ LimnoPirineus, hemos tomado el pequeño embalse de la Font Grossa, en desuso desde hace años, como muestra de actuación de restauración ecológica de hábitats de turbera. En concreto, ponemos las bases para que se desarrollen 2 tipos de hábitats de interés comunitario: las turberas de transición (HIC 7140) y los montículos de esfagnos (HIC 7110*). Dado el poco conocimiento de que se dispone relativo a la restauración de turberas pirenaicas, hemos llevado a cabo una serie de experiencias centradas en plantas estructurales de aquellos tipos de turbera, concretamente *Carex rostrata*, *C. nigra*, *Juncus filiformis* y 4 especies de *Sphagnum*. Con estos experimentos, hemos analizado su capacidad de crecimiento en diferentes condiciones de inundación y de competencia, a fin de seleccionar la más adecuada para cada situación. Los experimentos han empezado en condiciones controladas (cámara de cultivo, invernadero) y, finalmente, se han desarrollado en la propia Font Grossa, en condiciones de campo. Han seguido las actuaciones de restauración de los HIC objetivo en las áreas propicias, los veranos de 2017 y 2018. El seguimiento y las actuaciones posteriores, realizados hasta el verano de 2019, corroboran una buena implantación de la población de *C. rostrata* y hacen prever una implantación parcialmente buena de las poblaciones de esfagnos. Sin embargo, la formación de comunidades más o menos estables se prevé lenta y sometida a eventualidades extremas, como los fuertes incrementos puntuales de caudal de agua (por el deshielo de nieve en primavera o por episodios de lluvias fuertes) o períodos ocasionales de sequía extrema.

INTRODUCCIÓN

La utilización de los lagos y ríos de alta montaña como productores de energía hidráulica a menudo ha ocasionado alteraciones en la vegetación que los rodea. La inundación de las orillas de lagos debida al recrecimiento de las masas de agua con la construcción de presas elimina totalmente los ecosistemas anteriores, entre los que suelen encontrarse diferentes tipos de humedales y de prados húmedos. Cuando se quiere revertir esta situación y se vuelve al nivel natural de agua, hay que afrontar las dificultades de regenerar la vegetación y los suelos que había anteriormente (Moreno-Mateos *et al.*, 2015). De entrada, no se suele disponer de suficiente información de los ecosistemas previos y, además, el erial descubierto que rodea el lago es un espacio de características muy diferentes a las que había antes de la inundación. Reconstruir una turbera en el margen nuevo del lago solo será posible si la morfología es propicia y se puede mantener un nivel freático más o menos alto en el nuevo suelo. Por otra parte, aunque hay suficientes experiencias de restauración de turberas en ámbitos boreales y atlánticos (Budelsky *et al.*, 1999; Caporn *et al.*, 2018; Quinty y Rochefort, 2003), hay muy poca información relativa a sistemas alpinos y ninguna relativa a los Pirineos.

En la ribera de Peguera de Espot, la eliminación en 2012 de la presa del pequeño embalse llamado Font Grossa y de las infraestructuras asociadas propició la oportunidad de abordar acciones de restauración de turberas (figura 1). Así, el proyecto LIFE+ LimnoPirineus (2014) planteó que, en este lugar, se llevara a cabo una restauración demostrativa de 2 hábitats de interés comunitario (HIC) de turbera, es decir, que sirviera como ensayo real para otras posibles actuaciones similares. Aquí hay que tener en cuenta el elevado número de alteraciones hidrológicas de diversa tipología que se encuentran en el Parque Nacional y en el resto de los Pirineos, que son susceptibles de caer en desuso con el paso de los años y, por tanto, ser merecedoras de restauración.



▲ **Figura 1.** Ortoimágenes del conjunto de Lladres y la Font Grossa, en la ribera de Peguera de Espot, en 4 fechas clave. En 1956 se habían construido ya las 2 presas que generaron el embalse de Lladres, que inundó un área relativamente grande de prado turboso (imagen de 1946), y el de la Font Grossa, forestado, pero que probablemente escondía un área también turbosa (imagen de 1946). Pocos años después, el embalse de Lladres pasó a la situación actual (imágenes inferiores), en la que suele estar casi vacío. El de la Font Grossa siguió lleno hasta 2012, cuando se redujo por el derribo parcial de la presa (imagen de 2016).

OBJETIVO

El objetivo definido en el proyecto LIFE+ LimnoPirineus es la restauración de las turberas de transición y los montículos de esfagnos, 2 hábitats de interés comunitario (HIC 7140 y HIC 7110*, respectivamente). Se trata de hábitats de significado particular dentro del Parque Nacional por su abundancia relativa en este espacio y por su rareza en los Pirineos catalanes (Pérez-Haase y Ninot, 2017). Ambos tipos de turbera están bien representados en los lagos de Trescuro, situados un poco más arriba de la Font Grossa y dentro de la misma cuenca, por lo que se decidió la restauración de estos 2 hábitats y no de otros.

DIAGNOSIS

Para realizar esta restauración de manera fundamentada, estudiamos las características del medio de la Font Grossa, tanto de la franja descubierta de agua el año 2012 como del entorno inmediato. En el verano de 2014, instalamos 9 freatímetros para seguir las oscilaciones del agua freática y analizarla, y levantamos inventarios de vegetación del sistema de turberas adyacente, que está alimentado por surgencias laterales, y también un mapa detallado de hábitats (siguiendo la misma metodología que Colomer *et al.*, 2019).

La franja descubierta de agua a raíz de la eliminación de la presa era bastante irregular y sembrada por numerosos bloques graníticos. Entre estos, había un conjunto de superficies relativamente suaves, formadas por un sustrato arenoso-limoso. En ellas, el nivel freático se mantiene relativamente superficial, determinado por la oscilación estacional de la nueva lámina de agua y sometido a los al-

tos y bajos esporádicos ocasionados por el uso hidroeléctrico de la derivación de agua a la presa de Lladres. De hecho, lo que correspondería al curso del barranco de Peguera transcurre por el fondo del antiguo embalse. El agua está retenida por el basamento de la antigua presa y por derrumbios ocasionados en la demolición de la misma, lo que propicia una balsa casi natural. Además hay una surgencia importante entre los bloques graníticos del SW y algunas fuentes difusas que ya mantenían una pequeña turbera previa al embalse, de la que se conservó la parte por encima del nivel de inundación.

En 2014, este arenal se encontraba en buena parte en proceso de colonización bastante activa por plantas de juncal más o menos oportunistas, sobre todo por *Juncus articulatus*.

En el exterior de esta franja descubierta, por el extremo oriental, se extendía ladera arriba un mosaico de humedal bastante interesante, que incluía turbera de *Trichophorum cespitosum* (*Pediculari-Scirpetum cespitosi*), poblaciones de *Carex rostrata* (*Caricetum rostratae*), algún pequeño rodal de este mismo cárex con esfagnos (*Sphagno-Caricetum rostratae*) y notables montículos de esfagnos con ericáceas (*Vaccinio-Sphagnetum capillifolii* Pérez-Haase *et al.*, 2012). Precisamente, estas 2 últimas comunidades corresponden a los HIC 7140 y 7110*, objetivos de la restauración.

Durante el periodo estival de 2014, el nivel freático se mantuvo entre 35 y 47 cm por debajo de la superficie superior a los montículos de esfagnos, mientras que en el resto de comunidades osciló sobre todo entre 3 y 13 cm por debajo de la superficie del suelo. Sin embargo, hay que tener en cuenta que, en las comunidades situadas a nivel más bajo (principalmente las de *C. rostrata*), el nivel del agua se habría situado por encima del suelo hasta el año 2012, al menos temporal o parcialmente, y que, por tanto, en 2014 y aún ahora estas comunidades responden en buena parte a condiciones pasadas.

En cuanto a las aguas freáticas, son poco mineralizadas (entre 17 y 67 $\mu\text{S}/\text{cm}$, la mayoría con solo de 5 a 15 ppm de calcio) y ácidas (pH entre 4,5 y 5,5).

MATERIAL VEGETAL PARA EXPERIMENTACIÓN

Una vez estudiada la vegetación de turberas del entorno de la Font Grossa y de Trescuro (Colomer *et al.*, 2019; Colomer *et al.*, este volumen), seleccionamos algunas especies como constructoras potenciales de los nuevos hábitats en la zona a restaurar. En todos los casos, se trataba de especies que tienen un papel estructural en una u otra comunidad, y que cubren un cierto intervalo del gradiente ecológico predominante en las turberas, principalmente el de inundación. Además, se trataba de especies clonales, es decir, capaces de formar poblaciones más o menos extensas a partir de la expansión lateral de uno o pocos individuos (Keddy, 2010).

La mayor parte del material vegetal lo obtuvimos del entorno del embalse de Lladres, muy cercano a la Font Grossa (figura 1). Este embalse sirve para derivar el agua

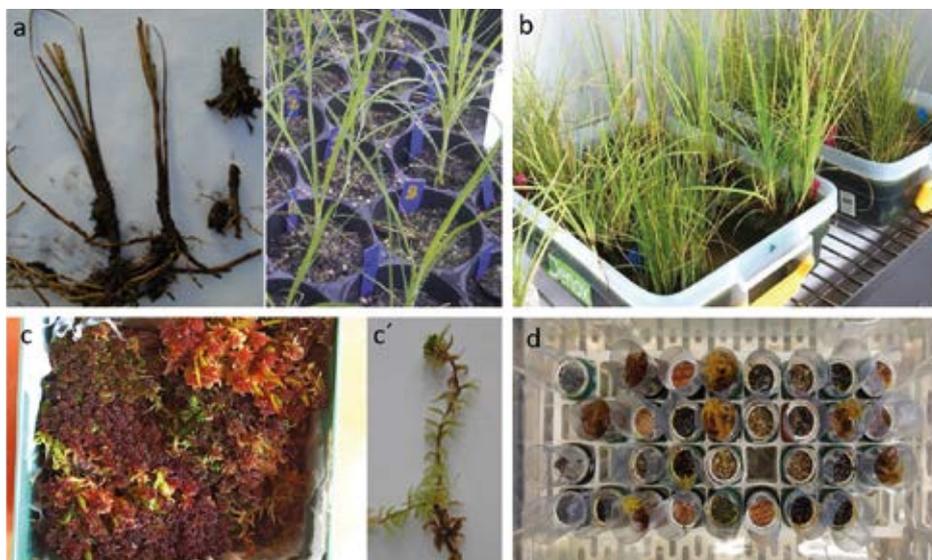
que baja por el río de Peguera hacia el canal de conducción en la central hidroeléctrica de Espot. Según la demanda de energía, se libera más o menos agua por el barranco hacia la Font Grossa, si bien la mayor parte del tiempo el embalse de Lladres está casi vacío. Por ello, su fondo está colonizado por poblaciones de *C. rostrata* y otras plantas de turberas resistentes a la perturbación que implican las inmersiones temporales.

En el caso de las plantas vasculares, empleamos *Carex rostrata*, dominante en turberas semi-inundadas y en orillas de lagos; *C. nigra*, abundante en turberas de diverso tipo, generalmente menos inundadas, y *Juncus filiformis*, localmente abundante en turberas sometidas a notable oscilación de nivel freático (Carrillo y Ninot, 1992). De las 3, en otoño de 2014 obtuvimos algunos centenares de esquejes (rebrotos basales con un fragmento de rizoma) de las poblaciones que abundan en la turbera del embalse de Lladres, así como numerosas infrutescencias con semillas maduras del mismo entorno. Durante el siguiente invierno, en los invernaderos de la Facultad de Biología de la Universidad de Barcelona, produjimos numerosas plantas juveniles a partir de los esquejes y plántulas a partir de las semillas (figura 2a). Como resultado general, destaca el bajo nivel de germinación de las semillas obtenido en todas las especies y el tiempo que tardaban en crecer las plántulas, por lo que descartamos usar siembras de cara a restaurar hábitats con un mínimo de eficiencia. En cambio, la mayor parte de los esquejes (entre el 49 % y el 89 %, según las especies) produjeron una planta juvenil, que en pocos meses tenía numerosas hojas y había producido algunos rebrotos.

En cuanto a los musgos, elegimos 3 especies de esfagnos: *Sphagnum teres*, propio de ambientes bastante inundados; *S. capillifolium*, típico de la parte alta de los montículos de esfagnos, en condiciones relativamente secas, y *S. magellanicum*, que se encuentra en un espectro intermedio de condiciones hidrológicas, pero que tiende a formar montículos. En el caso de *S. magellanicum*, el hecho de que se trate de una especie catalogada como vulnerable en la península ibérica (Garilleti y Albertos, 2012) añade interés al objetivo general de restauración. De las 3 especies, obtuvimos pequeños céspedes (pocos centímetros cuadrados) en los otoños de 2014 y de 2015, que cultivamos y multiplicamos también en el invernadero (figura 2c). En estas condiciones, los esfagnos crecieron bastante activamente, tanto en altura como formando nuevos brotes.

A partir del material vegetal producido, durante los últimos 4 años hemos evaluado la capacidad de germinar y crecer de las diferentes especies, tanto en cultivo puro como combinándolas por parejas, y en diferentes condiciones ecológicas, sobre todo relativas al nivel de inundación. Se llevó a cabo un primer bloque de experiencias en

cámara de cultivo, con condiciones de temperatura y luz que imitaban las de inicio de verano en el piso subalpino (16 horas de luz a 22 °C y 8 horas de oscuridad a 15 °C). Después se hicieron otras experiencias directamente en el campo, en el medio natural y buscando las mismas condiciones de los hábitats que queríamos restaurar.



▲ **Figura 2.** Detalles relativos a la experimentación con material vegetal: esquejes de *C. rostrata* y plántulas de *C. nigra* (a); cultivo en cámara de *C. nigra* y *C. rostrata* en diferentes condiciones de inundación (b); pequeño césped (c) y planta individualizada (c') de *Sphagnum*, y cultivo en cámara de fragmentos de *Sphagnum* sobre diferentes tipos de sustrato (d).

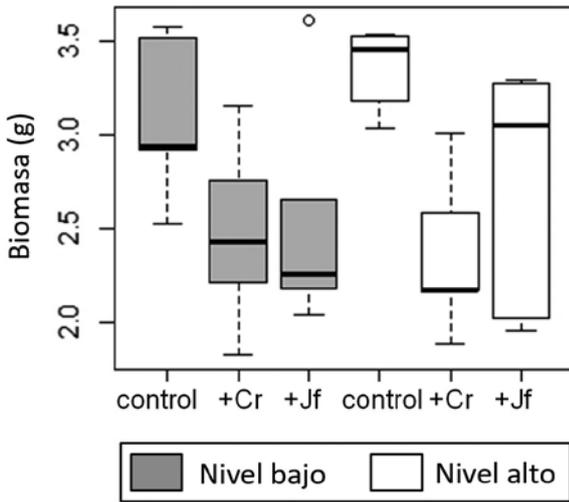
CULTIVOS EXPERIMENTALES

Cárices y juncos en condiciones controladas

En la primavera de 2015 se emplearon 90 de las plantas producidas en el invernadero de cada una de las 3 especies (*Carex rostrata*, *C. nigra* y *Juncus filiformis*) y 90 plántulas de *C. nigra*, producidas en cámara de germinación. Se dispusieron en contenedores de plástico con sustrato estéril y uniforme, en diferentes combinaciones que contenían 3 + 3 plantas de 2 especies diferentes; en otros contenedores, se dispusieron lotes de 3 plantas de la misma especie, como control. Todas las tipologías se cultivaron en cámara durante 3 meses en 2 condiciones de inundación, con agua 2 cm por encima del nivel del suelo y con agua 5 cm por debajo de este nivel (figura 2b).

Al final del experimento, el crecimiento (hojas, rizomas) fue óptimo en las plantas adultas de las 3 especies en cultivo puro. Cuando conviven 2 especies, en cambio, todas las especies en general acusan la competencia en forma de menor crecimiento: la interacción de *C. nigra* y *C. rostrata* resulta en valores finales de biomasa aérea (hojas) inferiores a los obtenidos en situación control, mientras que la interacción de *C. nigra* y *J. filiformis* provoca un crecimiento inferior en *J. filiformis*, pero no afecta a la ciperácea (figuras 3 y 4). Los *Carex* no se ven afectados por el nivel de agua, mientras que *J. filiformis* crece me-

nos con nivel de agua bajo. Con respecto a las plántulas de *C. nigra*, tanto la inundación como la interacción con plantas adultas les afectó negativamente, en forma de mal crecimiento o de mortalidad. Asociamos la inhibición del crecimiento de las plántulas a anoxia radical en condiciones inundadas y a falta de luz en compañía de plantas adultas (Pladevall, 2015).



▲ **Figura 3.** Respuesta de *Carex nigra*, evaluada como peso seco de la parte aérea de las plantas de cada contenedor, a las diferentes condiciones de cultivo: población pura (control), con *C. rostrata* (+Cr) o con *J. filiformis* (+Jf), y con nivel de agua bajo o alto.

Especie	Efecto del nivel freático
<i>Carex nigra</i>	Inundado = No inundado
<i>Carex rostrata</i>	Inundado = No inundado
<i>Juncus filiformis</i>	Inundado > No inundado

Especie	Efecto de la interacción
<i>Carex nigra</i> + <i>Carex rostrata</i>	Control > Competencia
<i>Carex nigra</i> + <i>Juncus filiformis</i>	Control ≈ Competencia
	Control > Competencia

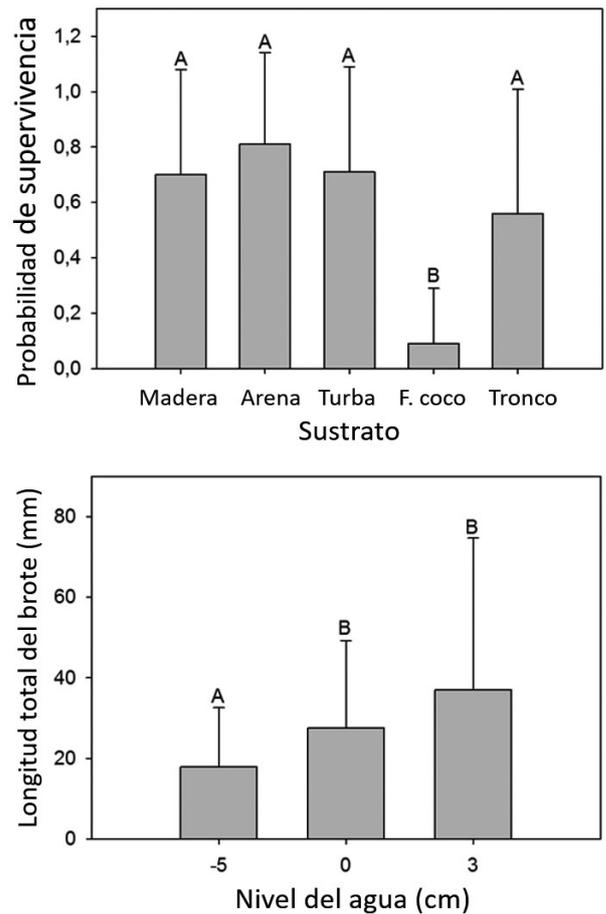
▲ **Figura 4.** Resumen de la respuesta, relativa al peso seco de la parte aérea, de las plantas adultas de las diferentes especies vasculares testadas, bajo las diferentes condiciones de cultivo.

Esfagnos en condiciones controladas

En la primavera de 2016, se montaron unos pequeños contenedores de cultivo, donde se dispusieron fragmentos de caulidio de esfagnos, como propágulos de tamaño uniforme (segmentos de 2 mm de longitud). De manera similar que en el caso de las plantas vasculares, se dispusieron diferentes combinaciones de parejas de especies,

con 3 + 3 propágulos en cada contenedor, y también se montaron contenedores en cultivo puro de cada especie. En cuanto al factor de inundación, se establecieron 3 niveles: 5 cm por debajo del cultivo, en la superficie del sustrato y 3 cm por encima. Como la capacidad del sustrato para conducir agua por capilaridad es clave en los musgos, experimentamos con diferentes materiales (madera nueva, madera parcialmente descompuesta, arena, turba y fibra de coco; figura 2d).

Al cabo de 3 meses de cultivo, la supervivencia de las 3 especies se vio significativamente afectada por el tipo de sustrato, con preferencia generalizada por la turba y por la arena. El tipo de sustrato también dio crecimientos diferenciales en las 2 especies menos hidrófilas (*S. magellanicum* y *S. capillifolium*), que respondieron mejor a turba y madera, mientras que *S. teres* respondió al nivel del agua, concretamente con un mayor crecimiento en condiciones de más inundación (figura 5). En cambio, no detectamos efectos de interacción entre especies, probablemente porque no habían crecido lo suficiente como para ejercer competencia.



▲ **Figura 5.** Respuesta de *Sphagnum teres*, evaluada como supervivencia y longitud de la planta, a diferentes condiciones de cultivo; solo el sustrato de fibra de coco y las condiciones de nivel inferior de agua dieron resultados significativamente peores que el resto de condiciones.

Para analizar el papel de la competencia entre las 3 especies, se realizó un segundo experimento con un diseño similar al anterior. En este, se utilizaron fragmentos más

grandes, de 2,5 cm de longitud, que incluían el capítulo (parte apical del esfagno donde se concentran las ramas laterales de forma compactada). Se establecieron los mismos 3 niveles freáticos y se utilizó únicamente turba como sustrato. Para las 3 especies, la supervivencia de los fragmentos fue prácticamente total. El crecimiento se vio significativamente afectado por el nivel de inundación y las 3 especies crecieron más con el agua al mismo nivel que el sustrato. En este nivel freático, la interacción entre *S. magellanicum* y *S. capillifolium* les afectó negativamente respecto a cuando cada una de estas dos convivía con *S. teres* (Espuny *et al.*, 2018).

Basándonos en los resultados de ambas experiencias, para la restauración es preferible utilizar fragmentos de tamaño grande, ya que son más vigorosos, y se debe considerar el tipo de sustrato, ya que tiene un papel importante en la supervivencia de los fragmentos. Un nivel constante de humedad favorece el crecimiento de las 3 especies, pero no se debe obviar la composición química del agua, porque las especies de *Sphagnum* que forman los montículos pueden verse afectadas por el calcio que contiene el agua del lago, aunque se encuentra en concentraciones bajas. La competencia entre especies puede perjudicar su crecimiento y, por lo tanto, se debería tener en cuenta a la hora de establecer su emplazamiento en acciones de restauración.

Cultivos en condiciones de campo

A principios del verano de 2015, se montó una experiencia con cárices y juncos teniendo en cuenta 2 factores, inundación y competencia, comparable a la realizada en cámara de condiciones controladas y relativa a plantas adultas de las 3 mismas especies (figura 6a). Esta experiencia se siguió hasta finales del verano de 2016.

En alguno de los bloques (donde el suelo era de textura más gruesa), se evidenció un crecimiento muy pobre, incluso mortalidad de algunas plantas, sobre todo a raíz de un período poco lluvioso que se produjo a mediados del verano de 2015. El resto crecieron bien en ambas condiciones de nivel freático. Después de 2 periodos estivales de crecimiento, pudimos concluir que *C. rostrata* vive mejor en condiciones de inundación, independientemente de si tiene competencia, mientras que *C. nigra* crece menos en compañía de *C. rostrata*, en ambas situaciones. *Juncus filiformis* no respondió a las diferentes situaciones experimentales. Por lo tanto, *C. rostrata* evidenció una buena capacidad de implantación y establecimiento a partir de esquejes en el ambiente a restaurar, tanto fuera como dentro del agua.

A mediados del verano de 2015, también se trasplantaron el resto de plantas producidas en el invernadero, principalmente de *C. rostrata* y *C. nigra*, pero también

de *J. filiformis*, *Carex panicea* y otras especies de turbera. A finales de verano, se emplearon 100 esquejes más de *C. rostrata* para trasplantarlos en 5 bloques en diferentes puntos que les fueran propicios, en situación de inundación leve (pocos centímetros bajo el agua).



▲ **Figura 6.** Detalles relativos a los cultivos de campo: **a:** plantas de *C. rostrata* a finales del verano de 2015, resultado de los esquejes plantados en junio del mismo año en diferentes situaciones de inundación; **b:** plantación de esquejes de *C. rostrata* como base de la restauración de la turbera de transición; **c:** pequeños contenedores de turba con brotes de *Sphagnum* a punto de trasplantar, y **d:** pequeña población de *Sphagnum* que crece a partir de los contenedores, a través de la malla de protección fijada con estaquillas de madera.

En general, hubo buena respuesta de las 3 especies principales, tanto de supervivencia como de crecimiento, hasta principios del verano de 2017. Sin embargo, algunas de las plantas de *C. rostrata* plantadas dentro del agua hacia la entrada del embalse desaparecieron, muy probablemente arrastradas por la corriente de los períodos de más avenida.

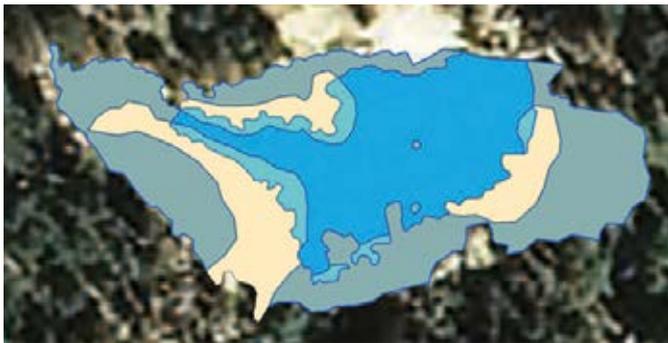
En cuanto a los esfagnos, se prepararon pequeños contenedores de turba prensada, cada uno con 4 brotes de una u otra especie de *Sphagnum* (figura 6c). En el verano de 2016, se situaron estos contenedores semienterrados en microambientes apropiados de la orilla, ya plantados el año anterior con *C. rostrata*, y otro conjunto en las mismas parcelas que las plantas de la experiencia factorial, una vez recogidas estas. Los contenedores, en grupos de 4, se cubrieron con una arpillera de fibra natural de malla ancha y se fijaron al sustrato con piquetas de madera no tratada (figura 6d).

A lo largo del verano de 2016, hubo una cierta mortalidad de estos esfagnos, afectados por la sequía superficial del sustrato. Además, entre el otoño de 2016 y la primavera de 2017, algunos se vieron perturbados, o desaparecieron, debido a episodios de mayor intensidad en la corriente de agua. Esto pone de relieve que la restauración de poblaciones de esfagnos topa con más obstáculos que

la de plantas vasculares, sobre todo a través de episodios desfavorables, como los periodos relativamente secos en verano o las crecidas de corriente por deshielo o por tormentas fuertes.

Actuaciones de restauración

En el verano de 2017, se llevó a cabo la mayor parte de las actuaciones destinadas a la restauración, siguiendo un protocolo elaborado a partir de las experiencias descritas y de documentación (Ferland y Rochefort, 1997; Quistberg y Stringham, 2010; Wittram *et al.*, 2015). En este protocolo, se definían las acciones de acondicionamiento y de plantación de diferentes especies, siguiendo un esquema cartográfico (figura 7). Se trataba principalmente de establecer poblaciones laxas de *C. rostrata*, que deberían ser la base constructora de la turbera de transición (HIC 7140), dejando para una segunda fase la implantación de esfagnos hidrófilos y, eventualmente, de otras plantas de turbera. Asimismo, quedó para esta segunda etapa la creación de los nódulos de desarrollo de los montículos de *S. capillifolium* y *S. magellanicum* con ericáceas (HIC 7110*).



▲ **Figura 7.** Plano de la restauración de la Font Grossa, donde la línea azul más externa indica el perímetro del embalse antes de derribar la presa. Azul: agua libre; azul-verde: área de plantación de *C. rostrata* semiinundada; amarillo: área de plantación de la misma especie fuera del agua y de creación de montículos de esfagnos, y gris: área antiguamente inundada, no apta para los hábitats objetivo de turbera (sujeta a recolonización espontánea por plantas pratenses y oportunistas).



◀ **Figura 8.** Vista parcial de la restauración de la Font Grossa a finales del verano de 2017. Las tablas y las estacas semisumergidas protegen la población trasplantada de *C. rostrata*, que ocupa los bordes suaves desde pocos centímetros por debajo del agua hasta pocos centímetros por encima. Una cinta electrificada protege el conjunto del herbivorismo y el pisoteo ocasional.

En agosto de 2017, se acondicionó la zona de plantación con estacas y tablas de madera no tratada, con el fin de defender el sedimento de las corrientes de agua durante el periodo de enraizado y crecimiento de *C. rostrata*, y se instaló también una pequeña empalizada laxa de puntales dentro del agua, que amortiguara la corriente en los episodios de recrecimiento. Como medida preventiva contra el pisoteo y el herbivorismo de ganado mayor, se rodeó todo el conjunto con una valla ganadera electrificada (figura 8).

Mientras tanto, se obtuvieron unos 5.000 esquejes de *C. rostrata* del vecino embalse de Lladres, similares a los empleados en las experiencias, y se trasplantaron en un marco de plantación laxo (unos 15 cm) en las superficies a restaurar (figura 6b). Estas sumaron un total de unos 135 m², en forma de una franja de terreno más o menos ancha según la morfología de la orilla, y que tiene una parte inundada y una parte fuera del agua. En otoño de 2017, se trasplantaron pequeños contenedores con *S. teres* y *S. subsecundum* (una especie de ecología similar a la de *S. teres*), protegidos por una malla de arpillera. Se situaron en medio de la trama de *C. rostrata*, para asegurar la estabilidad de su implantación ante el deshielo de primavera.

La creación de montículos de esfagnos (HIC 7110*) se empezó a plantear el mismo verano de 2017 con la acumulación de trozos de madera muerta de los alrededores, de manera intercalada entre las zonas replantadas. Procuramos colocarlos en la parte exterior de la formación de *C. rostrata* y fuera de la influencia directa del agua del embalse.

La introducción definitiva de brotes de 4 especies diferentes de esfagnos, típicas de los 2 HIC a restaurar, se hizo a finales de primavera y principios del verano de 2018, una vez evaluada la metodología empleada. En la turbera de transición (HIC 7140), introdujimos pequeños nódulos (grupitos de esquejes) en contenedores de turba como los ya descritos, con *Sphagnum teres* y *S. subsecundum*. Los contenedores los plantamos en grupos de 4 y los fijamos al sustrato con arpillera y piquetas de madera, como se ha descrito anteriormente (figura 6d). Los dispusimos siguiendo 3 niveles de inundación y en 7 sectores diferentes de la formación de *C. rostrata*. En una parte de los

contenedores, añadimos semillas y esquejes de especies propias de este hábitat (*Carex canescens*, *C. rostrata*, *Viola palustris*).

Para los montículos de esfagnos, utilizamos una metodología similar a la del hábitat anterior, pero utilizando *S. capillifolium* y *S. magellanicum* como especies edificadoras. En el verano de 2018, trasplantamos bloques de contenedores con diferentes combinaciones de las 2 especies, fijadas también con arpillera y piquetas, e introdujimos algunas especies propias de este hábitat, tanto de esqueje (*Calluna vulgaris*) como de semilla (*Potentilla erecta*, *Drosera rotundifolia*). En este caso, los contenedores se colocaron en la zona periférica de la balsa, sobre todo en la parte donde están las surgencias difusas y sobre madera muerta o cobijados por esta, para que actuaran como nódulo de crecimiento de los esfagnos ombrófilos.

Seguimiento

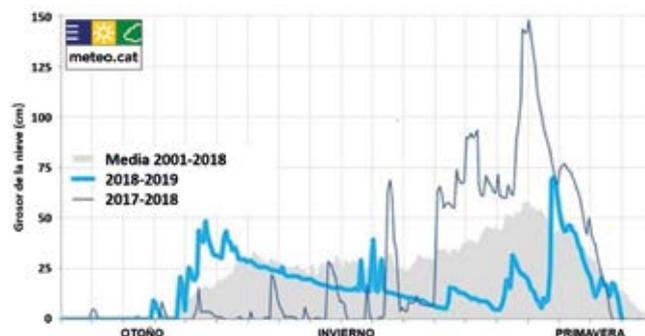
Los primeros resultados en cuanto al establecimiento de la población de *Carex rostrata* (HIC 7140) han sido buenos. Se ha hecho un seguimiento continuado, más frecuente en 2017 y más espaciado en 2018 y en 2019, de diferentes parcelas control y del sistema en general, a partir de imágenes.

Ha habido enraizado y nuevo rebrote, y las plantas han sobrevivido a 2 avenidas muy fuertes de agua en el verano de 2018: la del deshielo, muy intensa por la gran cantidad de nieve acumulada este año, y la ocasionada por las lluvias extraordinarias del mes de agosto. Ambas provocaron una subida de nivel repentina y, sobre todo la segunda, una fuerte corriente de agua que dañó una pequeña parte de las protecciones, movió piedras grandes y desmontó una parte de las maderas dispuestas para facilitar la creación de montículos. Los cárices siguieron todos en su lugar, si bien en algún sector quedaron medio enterrados por aluviones.

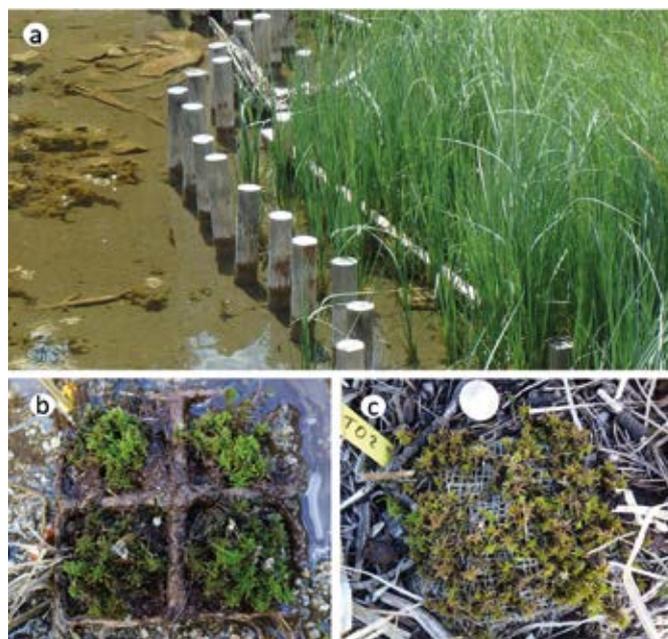
El 2019 ha sido pobre en precipitaciones de invierno y primavera (figura 9). La llegada relativamente escasa de agua de fusión de nieve, junto con las bajas precipitaciones y las altas temperaturas de la primera mitad del verano, han hecho que el nivel de las aguas en la Font Grossa sea bajo todo el verano, ya desde el inicio. Por este motivo, la franja más exterior de *Carex* ha tenido un desarrollo débil y los individuos que están en el sector más inundado han seguido creciendo hacia dentro del embalse. A pesar de estos episodios extremos, la dinámica de extensión y densificación, junto con el hecho de que los individuos introducidos en 2017 ya hayan florecido y fructificado, permite considerar la población de *C. rostrata* consolidada y plenamente capaz de estructurar el hábitat 7140 (figura 10a).

Los esfagnos, a pesar de ser de introducción más reciente (junio y julio de 2018), se han mantenido en el lugar y crecen abriéndose paso por la malla de arpillera que los protege. Esta malla protectora ha sido un elemento clave para evitar el desplazamiento de las muestras con las avenidas de agua y para dar una cierta protección a las plantas jóvenes ante un exceso de radiación y las altas temperaturas.

Una parte (1 de cada 7 lotes) de los esfagnos introducidos en la turbera de transición quedó enterrada por arenas y gravas llegadas con la inundación de agosto de 2018, y otra pequeña parte fue cubierta por una capa delgada de sedimentos. El resto, y los de los montículos, llegaron



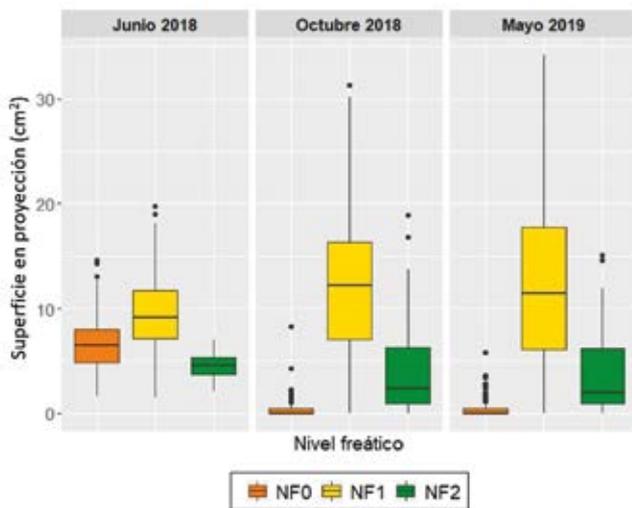
▲ **Figura 9.** Dinámica de los gruesos de nieve en la estación alpina de Espot (2.519 m) durante los 2 años de los trabajos de restauración y, en promedio, en los 9 años anteriores (gráfico del Servei Meteorològic de Catalunya). Las abundantes nevadas de la primavera de 2018 propiciaron fuertes corrientes de agua y nivel alto en la Font Grossa a principios de verano, alimentados por la rápida fusión de nieve. En cambio, la escasa reserva de nieve de 2019, junto con las pocas lluvias y las altas temperaturas de principios del verano siguiente, provocaron un nivel de agua bajo ya desde el inicio de aquel verano.



▲ **Figura 10.** Desarrollo favorable de especies estructurales: **a:** población de *C. rostrata* densificada y bien establecida el verano de 2019, 2 años después de la implantación, y que en algunos puntos se expande espontáneamente (parte central de la imagen), agua adentro de la tabla de protección; **b:** uno de los nódulos de esfagno ya instalado, justo antes de cubrirlo con arpillera, en junio de 2018, y **c:** el mismo nódulo, en mayo de 2019, expandiéndose por encima y más allá de la arpillera.

al otoño de 2018 en buen estado. A finales de mayo de 2019, se ha hecho un seguimiento de los diferentes lotes

con toma de imagen cenital y medida de la altura. En el caso de los esfagnos situados entre la trama de *Carex rostrata*, salvo las muestras afectadas por la inundación del pasado agosto, la mayoría estaban vivos y con buen crecimiento, aunque mostraban diferencias entre los 3 niveles de inundación. Dado que el nivel del agua fue alto en general en el verano de 2018, los que estaban más hacia dentro de la balsa mostraron mal crecimiento y cierta mortalidad. Al revés, las elevadas temperaturas y el bajo nivel del agua del verano de 2019 han hecho que sean los que están en la zona más alejada del agua los que tienen problemas para crecer y sobrevivir. Así, las muestras de la zona intermedia son las que mejor se han establecido; en algunos casos, los esfagnos, además de sobrepasar la arpillera, han empezado a extenderse lateralmente fuera de los contenedores (figuras 10c y 11).



▲ **Figura 11.** Progresión de los propágulos de *Sphagnum* empleados en las experiencias de restauración (medida como el área de proyección del grupo plantado en cada contenedor) a lo largo del primer año, en el arenal litoral de la Font Grossa, según los 3 niveles freáticos considerados: NF0: plantados a pocos centímetros bajo el agua; NF1: aproximadamente al nivel del agua, y NF2: pocos centímetros por encima del agua.

En cuanto a los nódulos de regeneración de los montículos de esfagnos (HIC 7110*), una pequeña parte presentaba ya problemas a principios del verano de 2019, principalmente los que se establecieron sobre madera muerta, en contraposición a los establecidos sobre turba, que sobrevivieron bien a lo largo del primer año. Sin embargo, es de prever que el episodio de calor que ha afectado buena parte de los Pirineos y del continente europeo en julio haya ocasionado dificultades en el crecimiento y supervivencia de los esfagnos en general. Hay que tener presente que, si bien *Sphagnum capillifolium*, e incluso *S. magellanicum*, son esfagnos tolerantes a la desecación temporal (suelen encontrarse en lugares con nivel freático bajo), pueden no sobrevivir a condiciones excepcionales de sequía, ya que precisamente dependen del agua de lluvia. Hemos detectado mala vitalidad y

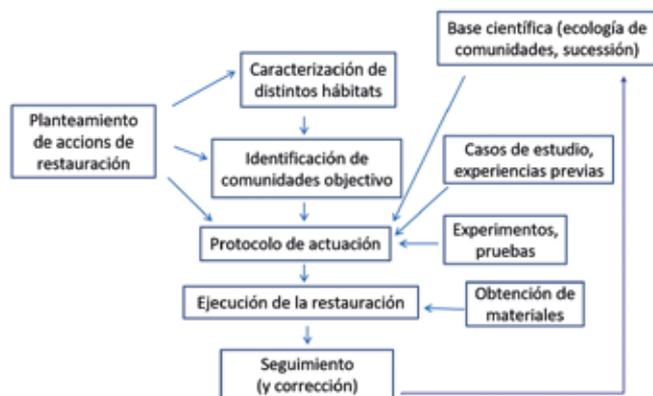
lesiones en los montículos naturales bien establecidos en áreas cercanas a la Font Grossa y en diferentes lugares de los Pirineos centrales.

De las especies vasculares implantadas en el verano de 2018 entre los núcleos de esfagnos, a principios del verano de 2019 habían progresado razonablemente bien los esquejes de *Viola palustris* y de *Calluna vulgaris*. En cambio, se observaba muy poca germinación generalizada, quizás a causa de erosión de las semillas por las corrientes de agua.

Perspectivas y contexto general

Prevedemos que tanto la turbera de *Carex rostrata* con esfagnos (HIC 7140) como los montículos de esfagnos (HIC 7110*) se desarrollen con relativa lentitud, dependiendo de los diferentes componentes de estas comunidades vegetales. Así, las poblaciones de *C. rostrata* se han establecido satisfactoriamente en poco tiempo y ofrecen una estructura relativamente estable al resto de componentes, mientras que para las poblaciones de esfagnos se prevé un proceso bastante lento y azaroso, dependiendo de condiciones ambientales. En paralelo, varias plantas vasculares de humedal (*Carex flacca*, *C. lepidocarpa*, *Pinguicula grandiflora*, *Potentilla erecta*, etc.) se han ido introduciendo espontáneamente. Por otra parte, incluso con un periodo de seguimiento corto se ha constatado el peso de los eventos meteorológicos extremos en el curso de la sucesión. La temporalidad e intensidad de estos periodos puede modificar sustancialmente las previsiones.

Aquí, queremos hacer hincapié en la importancia de hacer un seguimiento del sistema de turberas de la Font Grossa, sobre todo porque no disponemos de experiencias similares en el ámbito pirenaico. Este seguimiento es clave, no solo para poder evaluar los progresos que se den, sino también para describir la sucesión vegetal con más o menos detalle. En un contexto más general, hay que tener en cuenta que las actuaciones de restauración y el conocimiento ecológico de los sistemas naturales deben convivir y potenciarse mutuamente (figura 12). Es poco razonable comenzar acciones de restauración sin un mínimo conocimiento de estructura y funcionamiento de los ecosistemas, conocimiento que, a su vez, se nutre de las acciones de gestión y restauración. Y lo hace consistentemente sobre todo si estas se han basado en un protocolo más o menos preciso y si se hace un seguimiento adecuado del sistema.



▲ **Figura 12.** Resumen conceptual de las acciones emprendidas a raíz de la restauración las turberas en las orillas del embalse de la Font Grossa. La mayor parte, desde la caracterización de los hábitats hasta el seguimiento, así como los estudios y experiencias, responden propiamente al objetivo de restauración planteado, mientras que el seguimiento y los resultados de estos estudios son importantes como test y como base científica sobre ecología de comunidades.

AGRADECIMIENTOS

Queremos hacer llegar nuestro agradecimiento al personal del Parque Nacional de Aigüestortes i Estany de Sant Maurici, que ha hecho suya esta acción de recuperación de turberas. También hay que agradecer la colaboración de varios compañeros y alumnos en prácticas, que han ayudado en una u otra tarea de los experimentos o del seguimiento.

BIBLIOGRAFÍA

- BUDELSKY R. A., CRUSHING E. J. Y GALATOWITSCH S. M. (1999). Establishment of native sedge vegetation in created wetlands. *Final report*. Minnesota Department of Transportation, Saint Paul.
- CAPORN S. J. M., ROSENBURGH A. E., KEIGHTLEY A. T., HINDE S. L., RIGGS J. L., BUCKLER M. Y WRIGHT, N. A. (2018). Sphagnum restoration on degraded blanket and raised bogs in the UK using micropropagated source material: a review of progress. *Mires and Peat* 20: 1-17.
- CARRILLO E. Y NINOT J. M. (1992). *Flora i vegetació de les valls d'Espot i de Boí*. Institut d'Estudis Catalans (Arxius de la Secció de Ciències 99-2), Barcelona.
- COLOMER J.; PÉREZ-HAASE A., CARRILLO E., VENTURA M. Y NINOT J. M. (2019). Fine-scale vegetation mosaics in Pyrenean mires are driven by complex hydrological regimes and threatened by extreme weather events. *Ecohydrology* 12(2): e2070.
- ESPUNY J., PÉREZ-HAASE A., ANADON-ROSELL A., PLADEVALL E., BATRIU E., CARRILLO E. Y NINOT J. M. (2018) Ex-

perimentació per a la restauració d'hàbitats dominats per Sphagnum als Pirineus centrals. *Botanique* 4: 21-24.

- FERLAND C. Y ROCHEFORT L. (1996). Restoration techniques for Sphagnum-dominated peatlands. *Canadian Journal of Botany* 75: 1110-1118.
- GARILLETI R. Y ALBERTOS B. (coord.). *Atlas y libro rojo de los briófitos amenazados de España*. Organismo Autónomo Parques Nacionales, Madrid.
- KEDDY P.A. (2010). *Wetland ecology: Principles and Conservation*. 2.ª ed. Cambridge University Press.
- LIMNOPIRINEUS (2014). *Projecte LIFE+ LimnoPirineus LIFE13 NAT/ES/001210*. Centre d'Estudis Avançats de Blanes (CEAB-CSIC). *Online*: <http://www.lifelimnopirineus.eu/ca>
- MORENO-MATEOS D., MELI P., VARA-RODRÍGUEZ M. I. Y ARONSON, J. (2015). Ecosystems response to interventions: lessons from restored and created wetland ecosystems. *Journal of Applied Ecology* 52(6): 1528-1537.
- PÉREZ-HAASE A., CARRILLO E., BATRIU E. Y NINOT J. M. (2012). Diversitat de comunitats vegetals a les molles de la Vall d'Aran. *Acta Botanica Barcinonensia* 53: 61-112.
- PÉREZ-HAASE A. Y NINOT J. M. (2017). Hydrological heterogeneity rather than water chemistry explains the high plant diversity and uniqueness of a Pyrenean mixed mire. *Folia Geobotanica* 52: 143-160.
- PLADEVALL E. (2015). *Interaccions entre plantes formadores de comunitats de mollera*. Trabajo de Final de Máster, Universitat de Barcelona.
- QUINTY F. Y ROCHEFORT L. (2003). *Peatland restoration guide*. 2ª ed. Canadian Sphagnum Peat Moss Association, St. Albert, AB.
- QUISTBERG S. E. Y STRINGHAM T. K. (2010). Sedge transplant survival in a reconstructed channel: Influences of planting location, erosion, and invasive species. *Restoration Ecology* 18: 401-408.
- WITTRAM B. W., ROBERTS G., BUCKLER M., KING L. Y WALKER J. S. (2015). *A Practitioners guide to Sphagnum reintroduction*. Moors for the Future Partnership, Edale.

**LIFE+LIMNOPIRINEUS:
CONSERVACIÓN DE
HÁBITATS Y ESPECIES
ACUÁTICAS DE LA ALTA
MONTAÑA DE LOS
PIRINEOS**

www.lifelimnopirineus.eu

