LIFE+LIMNOPIRINEUS: CONSERVACIÓ D'HÀBITATS I ESPÈCIES AQUÀTIQUES DE L'ALTA MUNTANYA DEL PIRINEU

MEMÒRIA TÈCNICA

LIMNOPIRINEUS

NATURA 2000

LIFE13 NAT/ES/001210 LIMNOPIRINEUS

LIFE+LIMNOPIRINEUS: CONSERVACIÓ D'HÀBITATS I ESPÈCIES AQUÀTIQUES DE L'ALTA MUNTANYA DEL PIRINEU

LIFE+LIMNOPIRINEUS: CONSERVACIÓ D'HÀBITATS I ESPÈCIES AQUÀTIQUES DE L'ALTA MUNTANYA DEL PIRINEU

COORDINADORS
Empar Carrillo
Josep Maria Ninot
Teresa Buchaca
Marc Ventura

DISSENY GRÀFIC
creativadisseny.cat

IMPREMPTA
GoPrinters

DEPÒSIT LEGAL
B 27920-2019

ISBN
978-84-18199-13-4

Coordinador:

CEAB exploring aquatic ecosystems

CSIC Consejo Superior de Investigaciones Científicas

Beneficiaris:

Generalitat de Catalunya

Conselh Generau d'Aran

Parc Nacional d'Aigüestortes i Estany de Sant Maurici

Sorelló

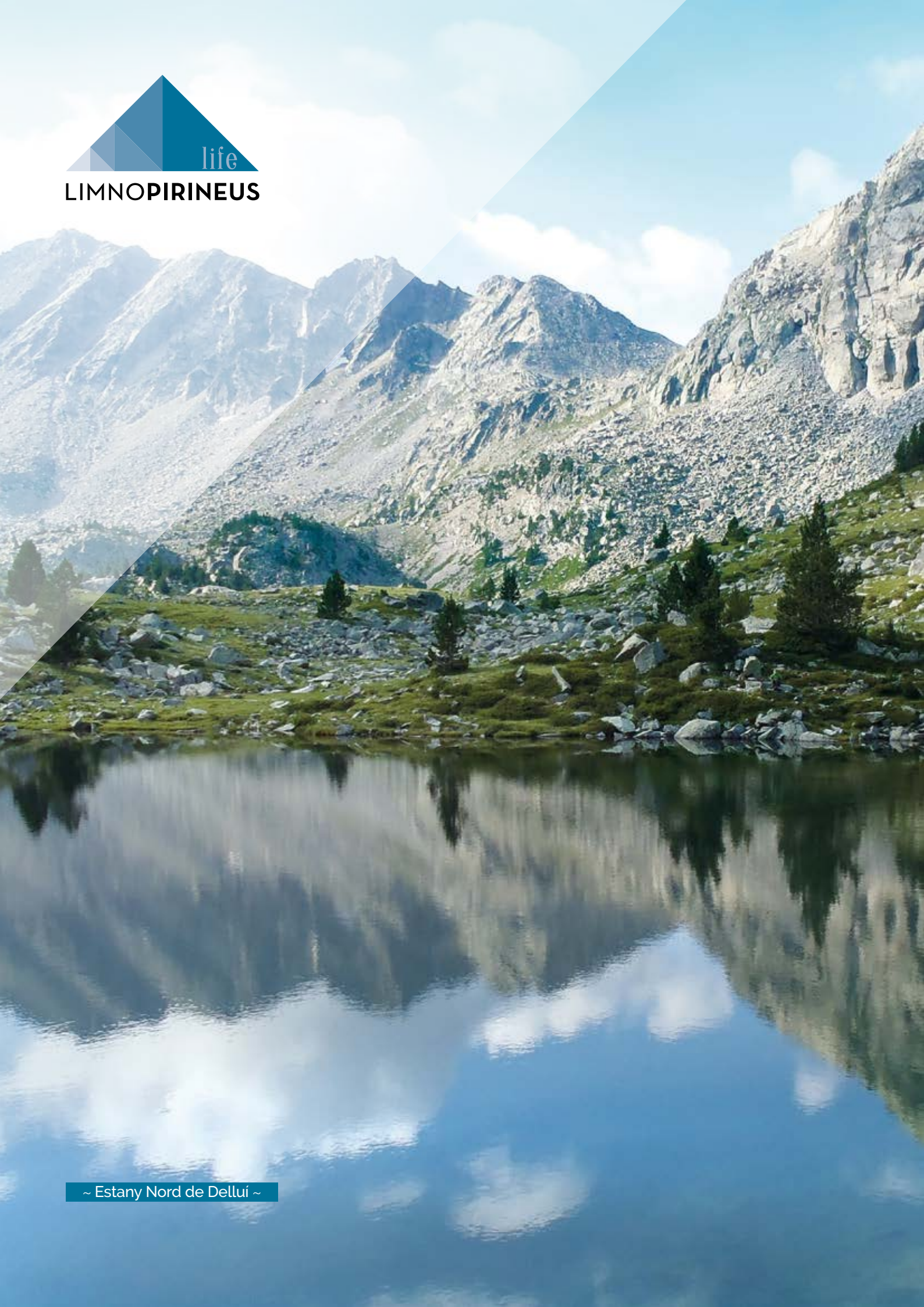
Parc Natural de l'Alt Pirineu

Universitat de Barcelona

Co-finançador:

Diputació de Lleida

LIMNOPIRINEUS



~ Estany Nord de Delluí ~

06 Eliminació de peixos introduïts com a mesura de restauració dels estanys d'alta muntanya
POU-ROVIRA *et. al*

28 Canvis als estanys a partir de la reducció de les densitats de peixos
BUCHACA *et. al*

42 Ràpida recuperació de les poblacions d'amfibis en vuit estanys d'alta muntanya lligada a l'erradicació de peixos introduïts
MIRÓ *et. al*

54 Alteracions i canvis que afecten la conservació de la biodiversitat de l'estanho de Vilac (Val d'Aran)
CARRILLO *et. al*

72 El sistema de molleres de Trescuro: gradients ambientals i esdeveniments climàtics limiten la distribució local de les comunitats vegetals
COLOMER *et. al*

84 Hàbitats d'interès comunitari a les molleres d'Aigüestortes i de l'Alt Pallars: distribució, impactes i amenaces
PÉREZ-HAASE *et. al*

100 Avaluació de la percepció de visitants i residents sobre els ecosistemes aquàtics d'alta muntanya
ROMAGOSA *et. al*

108 Estat de conservació del cavilat (*Cottus hispaniolensis*) a la Val d'Aran
ROCASPANA *et. al*

114 Recuperació de torberes a l'embassament de la Font Grossa, Espot
NINOT *et. al*

~ Estany Naorte ~

ELIMINACIÓ DE PEIXOS INTRODUÏTS COM A MESURA DE RESTAURACIÓ DELS ESTANYS D'ALTA MUNTANYA

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) I MARC VENTURA (2)

1. Sorelló, Estudis al Medi Aquàtic. Parc Científic de la UdG, 17003, Girona, Catalunya, Espanya.
2. Grup d'Ecologia Integrativa d'Aigües Continentals, Centre d'Estudis Avançats de Blanes (CEAB-CSIC). Carrer d'accés a la Cala St. Francesc, 14, 17300, Blanes, Catalunya, Espanya.

RESUM

Entre els objectius del projecte LIFE+ LimnoPirineus (2014-2019) hi havia la restauració ecològica de vuit estanys pirinencs i la recuperació o millora de les poblacions de diverses espècies d'interès comunitari d'aquests estanys, mitjançant l'erradicació o el control intensiu de peixos introduïts de fins a quatre espècies. A la major part d'estanys l'objectiu operatiu ha estat l'erradicació, mentre que tan sols en un d'ells l'objectiu era només dur-hi a terme un control intensiu fins a assolir com a mínim una reducció del 75 % de la població inicial. A finals de 2019 aquests objectius s'han assolit completament per a cinc dels estanys d'actuació, mentre que als tres restants estan a prop d'assolir-se, probablement abans de finals de 2020. S'han posat a punt mètodes d'extracció de peixos basats en la combinació de fins a tres tècniques de captura principals, xarxes, trampes i pesca elèctrica. Es demostra que l'erradicació dels peixos és factible a molts estanys d'alta muntanya, mitjançant una inversió suficient en mitjans materials i humans, i amb una planificació adequada de les operacions. Quan no és factible l'erradicació, el control intensiu mitjançant un esforç sostenible en el temps és també una alternativa a considerar a mitjà termini.

INTRODUCCIÓ

Els estanys d'alta muntanya dels Pirineus estan aïllats dels rius de les fondalades de les valls per barreres hidrogràfiques que han impedit una colonització natural per part dels peixos (Pechlaner, 1984). Amb tot, especialment durant el segle XX i en relació amb la pràctica de la pesca esportiva, s'han anat fent introduccions de peixos, fins al punt que actualment molts estanys mantenen poblaments íctics estables (Miró, 2011). Les dues espècies mes difoses als estanys d'alta muntanya pirinencs són la truita comuna (*Salmo trutta*) i el barb roig o vairó (*Phoxinus* sp.). Altres espècies introduïdes als estanys del vessant sud dels Pirineus, però menys difoses que la truita comuna i el barb roig, són la truita de rierol (*Salvelinus fontinalis*) i la truita irisada (*Oncorhynchus mykiss*) (Aparicio *et al.*, 2016; SI-EXOAQUA, 2019; SIBIC, 2019). Actualment, entre el 35 % i el 85 % dels estanys del Pirineu estan ocupats per peixos, depenent de la vall (Miró i Ventura, 2013; 2015). Sembla clar que la motivació per a la introducció de salmònids ha estat sempre el seu valor com a espècies objectiu de la pesca tradicional abans i esportiva en temps moderns. En canvi, en el cas del barb roig, la seva introducció es va iniciar més tard, probablement a partir dels anys 70 del segle XX, quan se'n va estendre l'ús com a esquer viu i peix de farratge.

Els efectes de la introducció de peixos en estanys alpins originalment lliures d'ictiofauna van des de l'extirpació d'altres espècies de fauna, tant d'invertebrats com de vertebrats, fins a canvis radicals en l'estructura i la dinàmica de l'ecosistema lacustre, que finalment afecten fins i tot l'estat ecològic, o la qualitat i l'aspecte visual de l'aigua (Buchaca *et al.*, 2016; Knapp, 2005; Knapp *et al.*, 2007; Maxwell *et al.*, 2011; Miró *et al.*, 2018; Reissing *et al.*, 2006; Tiberti i Von Hardenberg, 2012; Ventura *et al.*, 2017).

Juntament amb les àmplies evidències de l'impacte que provoquen les espècies introduïdes sobre la biodiversitat original, tant a escala local com regional, també hi ha un ampli consens que la millor mesura per evitar o minimitzar aquests impactes és la prevenció i la vigilància per evitar noves introduccions, tant deliberades com involuntàries (Wittenberg *et al.*, 2001; García-Berthou *et al.*, 2005; Simberloff *et al.*, 2013). En paral·lel, es reconeix que la gestió activa de les poblacions d'espècies al·lòctones ja establertes, ja sigui per eliminar-les o bé almenys per contenir-les o mitigar-ne els efectes, és quasi sempre tècnicament inviable o no assumible econòmicament, malgrat que en algunes situacions es poden planificar ac-

tuacions amb certes possibilitats d'èxit. En aquest sentit, resulta pertinent concentrar els esforços d'actuació sobre poblacions aïllades d'espècies introduïdes, com és el cas dels estanys pirinencs, encara més on s'hi combini un alt potencial de recuperació ecològica amb un alt interès de conservació per la singularitat o el valor biogeogràfic dels hàbitats o les espècies autòctones potencialment presents.

Fora d'Europa, s'han dut a terme nombrosos projectes o programes de gestió activa d'espècies exòtiques de peixos, bé sigui per erradicar poblacions establertes o per engegar programes de control intensiu estable, sobretot a Nord-Amèrica (per exemple, Tyus i Saunders, 2000; Hill i Cichra, 2005), però també en altres zones com ara Austràlia, Nova Zelanda o Sudàfrica (per exemple, Lintermans, 2000; Thomas *et al.,* 2006). Entre aquests, cal destacar els programes conduits a l'alta muntanya de Nord-Amèrica, a la serralada de les Rocalloses, amb un ampli historial d'experiències exitoses.

A Europa, en canvi, els antecedents de gestió activa d'espècies exòtiques de peixos són encara poc habituals, tot i que van augmentant gradualment (per exemple, Lintermans, 2000; Thomas *et al.*, 2006). En el cas concret de l'alta muntanya, però, els projectes coneguts són ben escassos, tot i que sovint exitosos (Tiberti, 2018). Amb tot, fins ara s'han centrat principalment en salmònids i tan sols molt ocasionalment en petits ciprínids com el barb roig.

En aquest context, el projecte LIFE+ LimnoPirineus (LIFE+ Natura LIFE13 NAT/ES/001210) ha inclòs actuacions de control o d'eliminació de nuclis de peixos exòtics en una selecció d'estanys d'alta muntanya del Parc Natural de l'Alt Pirineu (PNAP) i del Parc Nacional d'Aigüestortes i Estany de Sant Maurici (PNAESM). Els objectius de conservació vinculats directament a aquestes actuacions han estat: 1) la restauració de la seva qualitat estructural i el funcionament ecològic; 2) la recuperació de poblacions lacustres d'amfibis amenaçats (*Rana temporaria*, *Alytes obstetricans* i *Euproctus asper*) per millorar-ne les metapoblacions locals, i 3) la millora de les poblacions de diversos mamífers amenaçats (*Galemys pyrenaicus*, *Lutra lutra*, *Rhinolophus hipposideros* i *Plecotus macrobullaris*) dins aquests espais naturals protegits.

MÈTODES

Tots els detalls metodològics, operatius i de planificació amb relació a les actuacions d'eliminació de peixos introduïts als estanys en el marc del projecte LIFE+ LimnoPirineus (LLP) han estat inclosos en dos protocols redactats específicament per a aquesta finalitat (Pou-Rovira, 2015a; Pou-Rovira, 2015b), els quals inclouen més informació que l'aportada aquí.

Àrea d'actuació i pla de treball

Els estanys seleccionats pel LLP per dur-hi a terme l'eliminació dels nuclis de peixos introduïts han estat vuit, tres dels quals estan situats al Parc Natural de l'Alt Pirineu (PNAP) i els cinc restants al Parc Nacional d'Aigüestortes i Estany de Sant Maurici (PNAESM) (taula 1, figura 1). Els tres estanys situats al PNAP tenien inicialment només poblacions de barb roig. En canvi, la situació de partida als estanys seleccionats del PNAESM era més diversa. Els cinc estanys del parc nacional tenien un salmònid present, mentre que dos d'aquests tenien a més presència de barb roig.

A efectes organitzatius, i principalment degut a la capacitat de treball de les brigades de treball destinades específicament a la tasca d'extracció de peixos, l'inici de les operacions a cada estany ha estat esglaonat. Excepcionalment, a l'estany Closell la feina d'eliminació de peixos va començar el 2013, en el context d'un projecte experimental previ per començar a avaluar les possibilitats i els mètodes més escaients per afrontar l'erradicació de barb roig en estanys d'alta muntanya. Aquestes proves van tenir continuïtat durant el 2014, en el marc d'un projecte paral·lel, i es van estendre a altres estanys no seleccionats dins el LLP (Pou-Rovira, 2015c). Finalment, el 2015 es van iniciar els treballs definitius en 3 estanys més que els previstos inicialment i es va deixar pel 2016 i 2017 l'inici als quatre estanys restants (taula 1).

A l'hora de planificar operacions d'eliminació de nuclis de peixos o altra fauna aquàtica en masses d'aigua continentals, hi ha diverses opcions metodològiques que d'entrada cal valorar. Entre aquestes cal destacar les estratègies basades en l'assecament temporal de la massa d'aigua o alternativament en l'ús d'ictiocides, sobretot de rotenona o derivats seus (Finlayson, 2010). Tot i ser molt efectiu, l'assecament és factible en molt poques situacions. Pel que fa a l'ús d'ictiocides, representa una eina de gestió de gran potencial pràctic, però malauradament encara presenta nombroses limitacions, tant en l'àmbit operatiu com en el legal. Per tant, en el projecte LLP s'han concentrat els esforços en una estratègia basada en la planificació de campanyes intensives de pesca, és a dir, de captura massiva i persistent de peixos fins a assolir els objectius operatius establerts. De fet, arreu hi ha nombrosos precedents de projectes d'eliminació de peixos mitjançant l'aplicació només de captura intensiva d'exemplars (per exemple, Bio *et al.*, 2008; Pou *et al.*, 2013; Pou-Rovira, 2013; Pou-Rovira, 2017), entre els quals convé destacar aquí els projectes d'extirpació de nuclis de salmònids introduïts en estanys d'alta muntanya (Bosch *et al.*, 2019; Tiberti *et al.*, 2018; Knapp i Matthews, 1998). Aquests projectes han constituït una base de referència per a la planificació de les operacions similars d'extracció de salmònids previstes en el LLP. En canvi, en el moment d'iniciar el LLP no es coneixien precedents d'experiències de control intensiu o erradicació a l'alta muntanya de barb roig o espècies similars mitjançant captura persistent. Aquest fet ha suposat un condicionant per al LLP, que ha comportat la implementació d'una estratègia metodològica adaptativa, per millorar la metodologia a mesura que s'han anat observant i registrant resultats gradualment.

A efectes d'assoliment dels objectius de recuperació ecològica establerts pel LLP pel que fa als estanys, l'objectiu operatiu en cada un d'ells ha estat l'erradicació completa dels peixos, a fi de deixar l'estany lliure de peixos dins els terminis del projecte (taula 1). Tanmateix, a l'estany de Naorte, ateses la mida i la incertesa inicial respecte del cas del barb roig, l'objectiu operatiu inicial es va rebaixar a un

control intensiu per aconseguir una reducció significativa de la població d'almenys un 75 % que resulti fàcilment sostenible a mitjà termini mitjançant esforços posteriors.

A efectes d'assoliment dels objectius de recuperació ecològica establerts pel LLP pel que fa als estanys, l'objectiu operatiu en cada un d'ells ha estat l'erradicació completa dels peixos, a fi de deixar l'estany lliure de peixos dins els terminis del projecte (taula 1). Tanmateix, a l'estany de Naorte, ateses la mida i la incertesa inicial respecte del cas del barb roig, l'objectiu operatiu inicial es va rebaixar a un control intensiu per aconseguir una reducció significativa de la població d'almenys un 75 % que resulti fàcilment sostenible a mitjà termini mitjançant esforços posteriors.

Tècniques de captura

En el marc de les proves inicials dutes a terme per triar les tècniques de captura necessàries més eficients i adients per a cada situació, es van descartar diverses tècniques que, si bé generen captures, tenen un rendiment escàs, de manera que ni tan sols són útils com a mètode complementari en la major part d'escenaris de treball per al LLP. Es tracta, per exemple, de l'ús de ralls, artets d'arrossegament i encerclament litorals, trampes petites de tipus ampolla, trampes escades, trampes de grans dimensions, llantions o xarxes de tipus tresmall. Algunes d'aquestes tècniques s'han demostrat útils en altres projectes de control de fauna aquàtica exòtica (Rytwinski *et al.*, 2018), però per ara han resultat ineficaces o molt ineficients als estanys d'alta muntanya.

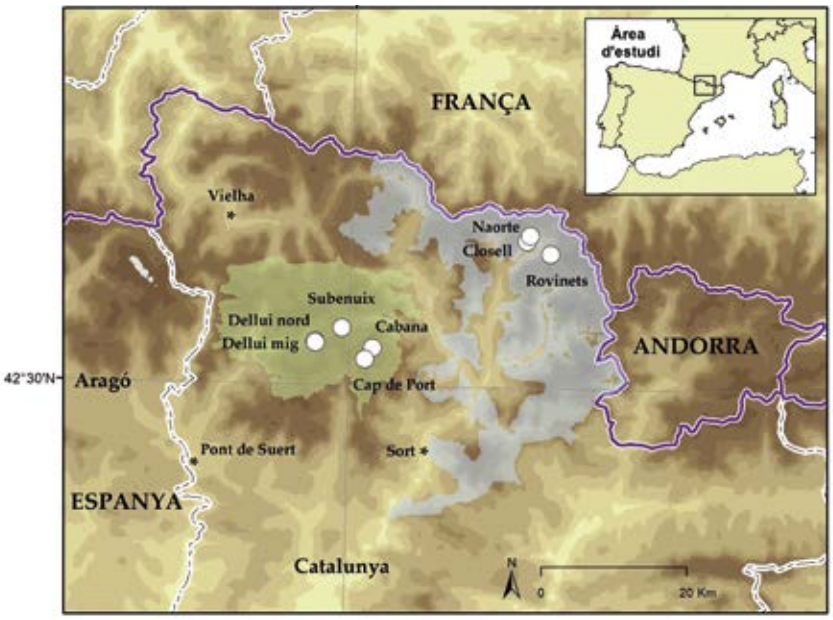
Nom (codi) [a]	Àrea protegida[b]	Màxima fondària (m)	Superfície (ha)	Altitud (msnm)	Espècies de peixos presents[c]	Objectiu operatiu	Eliminació de peixos: any d'inici
DEN (1831)	PNAESM	6,7	0,35	2.306	STR, PPH	Erradicació	2015
DEM (1838)	PNAESM	6,2	1,09	2.314	STR, PPH	Erradicació	2015
SUB (2066)	PNAESM	11	2,64	2.194	SFO	Erradicació	2016
CPO (2213)	PNAESM	31,7	7,35	2.521	STR	Erradicació	2016
CAB (2259)	PNAESM	11,7	2,33	2.376	OMY	Erradicació	2017
CLO (2468)	PNAP	3,7	0,75	2.074	PPH	Erradicació	2013
NAO (2479)	PNAP	14	3,94	2.150	PPH	Control intensiu	2015
ROV (2654)	PNAP	5,4	0,37	2.223	PPH	Erradicació	2016

▲ **Taula 1.** Característiques descriptives dels vuit estanys d'actuació, espècies de peixos presents i objectiu operatiu.

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

b PNAESM: Parc Nacional d'Aigüestortes i Estany de Sant Maurici. PNAP: Parc Natural de l'Alt Pirineu.

c STR: Truita comuna (*Salmo trutta*). OMY: Truita irisada (*Oncorhynchus mykiss*). SFO: Truita de rierol (*Salvelinus fontinalis*). PPH: Barb roig (*Phoxinus* sp.).



▲ **Figura 1.** Situació dels vuit estanys d'actuació (blanc). El Parc Nacional d'Aigüestortes i Estany de Sant Maurici està representat en verd i el Parc Natural de l'Alt Pirineu en gris.

	EFECTIVITAT PER ESPÈCIE *			
Tècnica de captura	**STR**	**OMY**	**SFL**	**PPH**
Xarxes de tipus solta multimalla	Alta	Alta	Alta	Alta
Trampes de tipus barbol	Baixa (estanys) Mitjana (riuets)	Baixa (estanys)	Mitjana (estanys)	Alta (estanys, de juny a agost) Baixa (estanys, d'agost a octubre)
Pesca elèctrica	Mitjana (riuets) Baixa (estanys)	Baixa (estanys)	Mitjana (riuets) Baixa (estanys)	Mitjana/alta (estanys, juny i octubre) Baixa (estanys, de juliol a setembre)

▲ **Taula 2.** Eficàcia de les principals tècniques de captura emprades, per espècie. * Vegeu els codis de la taula 1.

Finalment, doncs, les tres tècniques de captura principals utilitzades per a l'eliminació de peixos als estanys han estat: 1) l'ús de xarxes de tipus solta multimalla (figura 2); 2) l'ús de trampes de tipus barbol (figura 3), i 3) la pesca elèctrica (figura 4). Amb tot, cada una d'aquestes tècniques va mostrar una efectivitat certament variable en funció de l'espècie i l'època de l'any (taula 2).

Xarxes

Les soltes multimalla utilitzades són de niló translúcid. Després de provar-ne d'altres, el proveïdor preferencial per al subministrament de xarxes de qualitat ha estat Lindeman (Finlàndia). Les llums de malla han estat les següents: 5,6, 8, 10, 12,5, 15,5, 19,5, 24, 29, 35, 43 i 55 mm. Aquestes malles formen part de la seqüència de malles de les xarxes multimalla de l'estàndard europeu per a mostreig de peixos en estanys (CEN 14757, 2005). Amb tot, en funció de les espècies objectiu s'ha utilitzat una combinació diferent de malles. Per als salmònids s'han utilitzat totes, mentre que per al barb roig tan sols les malles inferiors a 10 mm. Cada peça ha consistit en una combinació de diversos panys de malles diferents, o bé en un únic pany de malla uniforme, però, en conjunt, a cada estany s'ha col·locat una superfície proporcionalment equilibrada de diferents llums de malla, en funció sempre de les espècies objectiu i dels resultats assolits progressivament. La major part de xarxes instal·lades tenen un altura d'1,5 m i una longitud de 30 m, i s'han col·locat formant una graella que ha cobert uniformement tot l'estany. Aquesta graella s'ha ancorat amb caps a les ribes de l'estany, de manera que ajustant la tensió de les cordes s'ha pogut regular la profunditat operativa de les peces. Algunes xarxes centrals han tingut altures superiors, de 3 m i ocasionalment fins i tot de 4 m. La seva posició a la columna d'aigua ha estat variable en funció de la seva eficàcia i també de condicionants com ara la presència de blocs o troncs submergits que poden trencar-les, per bé que s'ha procurat que s'aproximessin al fons. Complementàriament, s'han utilitzat també xarxes d'escassa altura (0,75 m o 0,5 m) i menys longitud (15 m), generalment de llum de malla petita (<8 mm), per a la seva instal·lació al litoral, estratègia que ha demostrat ser eficaç sobretot per a la captura de barb roig. Un aspecte clau de l'ús de les xarxes és la seva revisió regular i freqüent, per extreure les captures acumulades i netejar el pòsit que s'acumula sobre el filament de niló, la qual cosa en fa disminuir ràpidament l'eficàcia. En fases inicials de treball a cada estany, s'han revisat com a mínim un cop per setmana. Més endavant, quan les captures ja han disminuït aprox. per sota el 10 % respecte del començament, les revisions s'han espaiat més, mantenint preferentment una cadència màxima de revisió de 15 dies.

Un aspecte digne d'esment fa referència a la qualitat i la durabilitat dels materials de pesca, especialment de les xarxes, i en menor mesura de les trampes. Les condicions climàtiques a l'alta muntanya, amb variacions notables de temperatura de l'aigua, i sobretot l'elevada radiació solar incident escurcen força la vida útil de les malles de niló o poliamida amb què estan construïts aquests arts de pesca. Hem observat variacions notables en la seva durabilitat, des d'escassament una temporada en el cas d'algunes xarxes, fins a com a molt 4 temporades continuades d'ús. Tot indica que la vida útil d'aquests estris depèn principalment de la qualitat dels materials utilitzats pel fabricant i proveïdor, però també de les condicions locals de cada estany i de l'ús que se'n fa. Aquest aspecte condiciona notablement el rendiment de pesca i pot arribar a comprometre la viabilitat de les campanyes plurianuals planificades si no es té en compte.

Figura 2. ▶
Xarxes de tipus solta utilitzades per a la captura intensiva de peixos als estanys: A) revisió d'una xarxa col·locada en un estany; B) detall d'una xarxa de 0,5 m d'altura col·locada al litoral; C) disposició en «graella» de diverses xarxes.

A

B

C

Trampes

S'ha recorregut a l'ús preferencial de trampes de tipus barbol amb vela frontal, amb dues morts o embuts interns, de malla petita (4 mm), plegables, i sense col·locació de cap esquer. La longitud total d'aquestes trampes és de 3 m aprox., i l'altura a la boca d'entrada és de 40 cm. Els subministradors principals es troben a Andalusia, on els manufacturadors artesanals locals fabriquen trampes amb qualitat i resistència suficients per abastir la gran pesqueria de crustacis continentals del sud d'Espanya. Aquestes trampes han estat d'utilitat per a la seva col·locació en sèrie al litoral dels estanys, principalment per a la captura de barb roig. Ocasionalment, també hem utilitzat trampes d'aquest tipus de mida més gran i llum de malla també més gran, per a la captura de salmònids en certs microhàbitats, com ara riuets tributaris o sectors del litoral operativament complicats. Com en el cas de les xarxes de poca altura col·locades al litoral, les trampes s'han anat canviant regularment de sector cada un o dos mesos, o almenys de posició precisa dins el sector on es troben, a fi de reduir el fenomen del «cansament» que s'observa quan es mantenen permanentment al mateix emplaçament precís, el qual es tradueix en una disminució dràstica de les captures respecte de l'eficiència esperada. La revisió i el buidatge de les trampes es fa regularment, almenys un cop per setmana quan són molt eficients, al principi de les campanyes d'eliminació de peixos, i en general a principis d'estiu. Més endavant, quan la seva eficiència baixa molt però segueixen generant captures al litoral, les revisions es poden espaiar fins a un cop al mes, gràcies al fet que les captures de peixos es mantenen vives dins la trampa. Ara bé, cal tenir present que aquesta tècnica de captura pot generar captures accidentals d'altres espècies de fauna aquàtica, algunes de les quals, a més, eventualment poden ofegar-s'hi. Per tant, en funció de la incidència d'aquesta problemàtica a cada localitat i època de treball, cal ajustar adequadament la freqüència de revisió i, si convé, també la forma de col·locació de les trampes.

▲ **Figura 3.** Trampes de tipus barbol de malla petita utilitzades per a la captura intensiva de peixos als estanys: A, vista general d'una trampa col·locada a la riba; B, disposició en bateria de diverses trampes en un sector del litoral.

Pesca elèctrica

Aquesta tècnica de captura és molt efectiva a la major part de sistemes lòtics de profunditat escassa o mitjana. En canvi, és poc o gens efectiva en sistemes lenítics oberts, excepte al litoral, on, amb tot, l'eficàcia depèn de múltiples factors clau, com ara l'estructura de l'hàbitat, el comportament dels peixos i, sobretot, la terbolesa i la conductivitat elèctrica de l'aigua. Als estanys d'actuació del LLP, amb una conductivitat extremadament baixa, sempre per sota els 50 µS/cm, la seva eficiència és en conseqüència molt baixa. Tanmateix, amb un bon desplegament operatiu, la pesca elèctrica s'ha demostrat mitjanament efectiva per a la captura de barb roig al litoral dels estanys, sobretot mentre la temperatura de l'aigua es manté per sota els 18 ºC, aproximadament. A més, també és parcialment efectiva, i alhora gairebé l'única opció viable, per a la captura de salmònids en riuets tributaris d'alguns dels estanys d'actuació que també ha calgut cobrir. S'han utilitzat fins a tres tipus d'aparells de pesca elèctrica, de la marca Hans Grassl: EL65 IIGI, ELT62-IIF, ELT62IIH, ordenats de més a menys potència. Els aparells del primer model són pesats, estacionaris, amb allargadors per a l'ànode, mentre que els altres són equips compactes, més lleugers i de motxilla. De cada model s'ha disposat de dos aparells, per a un ús simultani i estratègic als diversos sectors de la zona d'actuació del LLP.

Als riuets, la pesca elèctrica s'ha dut a terme fent passades exhaustives riu amunt pentinant tota la llera, que s'han anat repetint regularment. Per contra, al litoral dels estanys s'han fet pesques operativament adaptades a cada localitat en funció dels condicionants orogràfics. A les ribes més accessibles, s'ha resseguit el litoral mitjançant els equips portàtils. En canvi, en altres casos és convenient fer-ho en barca de rems, fet que en limita l'eficàcia. Al llarg del LLP, a mesura que s'ha anat guanyant experiència pràctica en aquest tipus d'ambients, s'han millorat les

▲ **Figura 4.** Pesca elèctrica als estanys: A, utilització d'un equip pesat; B, utilització d'un equip portàtil amb l'ajuda operativa d'una embarcació i en combinació amb la col·locació estratègica de xarxes litorals.

tàctiques operatives fent augmentar l'eficàcia de la pesca elèctrica. Així, per exemple, quan la densitat de peixos al litoral ja és molt baixa, és més eficaç pescar «a l'aguait» dels grupets restants de peixos, per abordar-los sobtadament, més que no pas seguir fent pentinades homogènies del litoral. Al mateix temps, s'ha observat que, en alguns sectors clau del litoral on tendeixen a concentrar-se exemplars de barb roig, un ús combinat de trampes, xarxes litorals i pesca elèctrica intensiva fa augmentar les captures de cada tècnica respecte a qualsevol d'aquestes tècniques per si sola, recurs útil sobretot a les fases finals de l'eliminació del nucli de peixos, quan la densitat ja és molt baixa.

Distribució de l'esforç de pesca

A la taula 3 es mostra la distribució de l'esforç anual de pesca per tècnica i massa d'aigua aplicat finalment al llarg del LLP. En tot moment s'ha procurat mantenir un esforç global de pesca estable fins a assolir els objectius operatius establerts, és a dir, fins a aconseguir l'erradicació dels nuclis de peixos, en la major part d'estanys d'actuació. Amb tot, l'esforç aplicat ha sofert certes variacions principalment a causa de la revisió adaptativa del pla de treball a cada estany. Així, en alguns casos, com és el cas de l'estany de Cap de Port, l'esforç inicial amb xarxes aviat es va revelar insuficient, de forma que es va anar augmentant gradualment. En el cas de les tècniques secundàries (per exemple, trampes en els estanys amb tan sols salmònids), l'esforç ha estat sempre baix i sovint força variable.

D'altra banda, quan s'ha extret de cada estany el que se suposa que haurà estat el darrer exemplar, es recomana mantenir l'esforç de captura durant almenys un any, per assegurar que realment no hi resta cap exemplar escadusser, abans de desmantellar l'aparellatge instal·lat d'arts de pesca i deixar de pescar.

Anàlisi de dades

Tots els exemplars capturats en el marc de les campanyes d'eliminació de peixos del LLP han estat comptabilitzats, identificats pel que fa a espècie i sexats quan ha estat possible. A més, de totes les captures se n'ha mesurat la longitud de forcadura i quan ha estat possible el pes individual, a fi d'obtenir estimacions posteriors de la biomassa total extreta.

D'altra banda, també s'han registrat en continu les unitats d'esforç aplicades per obtenir les captures, que depenen de cada tècnica de captura (vegeu la taula 3). A partir d'aquestes unitats d'esforç ha estat possible generar valors de densitat relativa (CPUE, captures per unitat d'esforç) per espècie, estany i període de captura. Així, a banda de l'evolució temporal de les captures simples, expressades en nombre absolut o relatiu per a cada període de temps de referència, s'utilitzen també les CPUE com a millor indicador de l'evolució de la població objectiu, ja que està estandarditzat per l'esforç real aplicat. Per bé que hem calculat la densitat relativa per a totes les tècniques de captura aplicades, per a cada espècie es presenten tan sols les CPUE que s'han considerat menys sotmeses a variació interanual, i al mateix temps més fiables i representatives de la seva dinàmica poblacional. Així, en el cas dels salmònids s'utilitzen les CPUE basades en l'ús de xarxes al llarg de tota la temporada efectiva de pesca de juny a octubre, mentre que en el cas del barb roig es fan servir tan sols les CPUE basades en l'ús de trampes de tipus barbol de juny a mitjan agost.

Finalment, també hem calculat el rendiment de pesca expressat simplement com una ràtio entre les captures obtingudes i l'esforç de treball (jornades de treball emprades), entenent que sempre s'ha treballat amb brigades de pesca equivalents, suficientment equipades i dimensionades per aplicar les tècniques de captura amb la màxima eficiència possible en cada moment i localitat de treball. Aquest índex de rendiment de pesca constitueix un indicador addicional sobre l'evolució temporal de la població

		ESFORÇ ANUAL DE PESCA PER TÈCNICA I MASSA D'AIGUA*							
Tècnica de captura		CLO	NAO	ROV	DEN	DEM	SUB	CPO	CAB
Xarxes	Mitjana	766,3	1.633,0	1.343,5	896,6	1.560,8	2.457,8	2.564,8	2.634,3
(Unitats: xarxa · dia)	Màxim	1.238	2.492	1.800	1.762	2.181	2.999	3.450	3.014
	Mínim	210	1.046	847	560	1.048	1.806	782	2.239
Trampes	Mitjana	3.401,0	2.046,0	2.349,5	1.745,2	1.744,4	99,3	87,5	49,0
(Unitats: trampa · dia)	Màxim	5.860	2.817	2.500	2.100	2.412	337	186	102
	Mínim	1.740	1.084	2.156	1.359	1.100	0	0	0
Pesca elèctrica	Mitjana	51,0	115,4	61,0	139,4	135,0	43,8	66,8	10,0
(Unitats: hores)	Màxim	114	190	82	210	341	91	96	18
	Mínim	0	30	38	21	28	6	36	0
Jornades de treball	Mitjana	24,3	45,6	24,3	50,8	36,2	21,0	27,3	19,3
	Màxim	38	59	32	60	46	43	37	29
	Mínim	11	34	19	40	25	10	19	12

▲ **Taula 3.** Síntesi de l'esforç de pesca aplicat a cada estany d'actuació. *Vegeu els codis de la taula 1.

objectiu a cada estany i, per tant, també del grau d'èxit de les campanyes d'eliminació de peixos.

RESULTATS

Els objectius operatius establerts per a les actuacions d'eliminació de nuclis de peixos introduïts als estanys d'actuació del LLP (vegeu la taula 1) s'han assolit per a la major part de casos, i per a la resta tot indica que s'assoliran en un termini breu. En concret, s'han erradicat els següents nuclis de peixos: barb roig als estanys de Closell (PNAP) i de Dellui Mig (PNASEM), truita comuna als estanys de Dellui Mig i Dellui Nord (PNASEM), truita de rierol a l'estany de Subenuix (PNASEM) i truita irisada a l'estany de Cabana (PNASEM). En tots aquests estanys el darrer exemplar fou capturat durant el 2018 o abans i s'ha mantingut l'esforç de pesca durant el 2019, en què s'han generat zero captures i s'ha certificat així que els nuclis de peixos estan erradicats efectivament. A més, a l'Estany de Naorte (PNAP) també s'ha sobrepassat la reducció poblacional prevista inicialment d'almenys un 75 % per al barb roig.

En el cas de les poblacions de barb roig dels estanys de Rovinets (PNAP) i de Dellui Nord, tot indica que la població restant a mitjan estiu de 2019 és residual, amb una densitat absoluta probablement inferior a unes poques desenes d'individus, o fins i tot menys. D'altra banda, a l'estany de Cap de Port (PNASEM), la població de truita comuna també està quasi extirpada a mitjan estiu de 2019. Per tant, previsiblement el darrer exemplar a cada un d'aquests tres estanys serà capturat durant el 2019 o bé com a molt tard a principis de 2020. En qualsevol cas, serà necessari mantenir-hi l'esforç de pesca durant almenys un any addicional fins a finals de 2020, d'acord amb el que s'ha establert als protocols específics.

Barb roig

A la taula 4 i a les figures 5-A, 5-B i 5-C es recullen els resultats de les actuacions d'eliminació de barb roig als estanys d'actuació. Per a aquesta espècie, el nombre total d'exemplars extrets es pot considerar tan sols una aproximació a la densitat absoluta abans de començar les actuacions d'extracció de peixos, atès que al llarg dels diversos anys de duració de les campanyes de pesca es segueix produint reclutament, tot i que amb una taxa decreixent.

Les estructures de mides observades per a les poblacions eliminades de barb roig indiquen que es tractava de poblacions ben estructurades, amb reclutament regular, encara que en alguns estanys pot ser força variable d'un any a l'altre, i també una baixa mortalitat que explicaria una notable densitat relativa d'exemplars de mida molt gran (figura 6). Les diferències observades en les captures i la biomassa totals extretes, un cop ponderades per la superfície de cada estany, són encara prou notables, la qual cosa indica una clara diversitat de situacions de partida entre els estanys d'actuació. La màxima densitat i biomassa inicial de barb roig es donava a l'estany de Dellui Nord, gràcies probablement a l'estructura dels seus hàbitats litorals que afavoria aquesta espècie, entre altres factors per ara no analitzats. Per contra, la mínima densitat inicial es donava a l'estany de Dellui Mig, situació que es pot relacionar amb la presència fins aleshores d'un nucli estable de truita en aquest estany.

La dinàmica poblacional del barb roig a cada estany, un cop iniciats els treballs de pesca intensiva, ha estat força variable, en part degut a aproximacions metodològiques ajustades a mesura que s'han anat registrant resultats. De fet, un dels estanys amb una trajectòria més erràtica de les captures extretes ha estat el primer on es van iniciar els treballs, el de Closell. En qualsevol cas, en tots els estanys la disminució tant en la densitat relativa mitjana com en el rendiment de pesca ha estat gradual i sostinguda, fins a assolir l'erradicació definitiva o acostar-s'hi. Per al conjunt dels estanys d'actuació per als quals s'havia establert l'objectiu operatiu d'assolir l'erradicació del barb roig, aquesta fita s'ha assolit –o molt probablement s'assolirà– dins un termini d'entre 4 i 6 anys de treball continuat. Als estanys on ja s'ha erradicat l'espècie, Closell i Dellui Mig, la darrera captura es va produir després de gairebé un any sense cap captura. Durant els darrers anys de les campanyes deixen d'observar-se reclutes al litoral, fet que indica que el nucli restant no ha aconseguit reproduir-se.

En el cas concret de l'estany de Naorte, el més gran dels estanys d'actuació amb presència de barb roig, on l'objectiu operatiu de partida era tan sols aconseguir una reducció significativa de la població inicial, la tendència de la població ha estat també regressiva per bé que amb un pendent o taxa inferior. És l'únic estany on el rendiment de pesca del barb roig no ha baixat mai del 5 % respecte del primer any, malgrat haver disminuït gradualment.

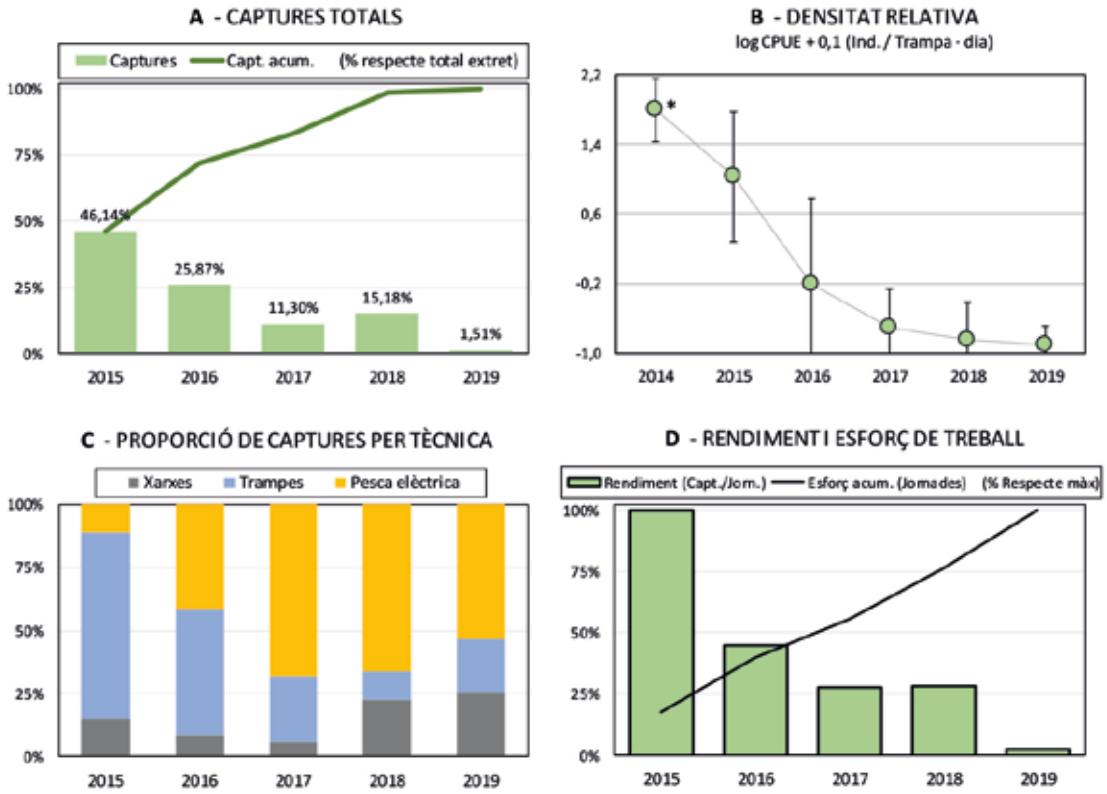
Les diverses tècniques de captura han produït resultats proporcionalment força dispars entre estanys i anys, en part en funció dels condicionants físics de cada estany, però també dels canvis i les millores que gradualment s'han anat introduint als arts o aparells i a la forma d'utilitzar-los, sobretot pel que fa a la pesca elèctrica i les xarxes. En tot cas, a tots els estanys les tres tècniques de captura principals (xarxes, trampes i pesca elèctrica), de forma combinada, han tingut un paper clau al llarg del procés d'erradicació o control intensiu d'aquesta espècie.

	EXEMPLARS CAPTURATS (ind.), PER ANY I MASSA D'AIGUA				
Espècie **:	PPH	PPH	PPH	PPH	PPH
Any	Dellui Nord	Dellui Mig	Closell	Naorte	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
CAPTURES TOTALS (ind.)	21.387	3.706	10.378	87.132	5.826
CAPTURES TOTALS (ind./ha)	61.106	3.400	13.837	22.114	15.574
BIOMASSA TOTAL (kg)	53,99	18,80	35,43	212,13	21,28
BIOMASSA TOTAL (kg/ha)	154,26	17,24	47,24	53,84	57,50

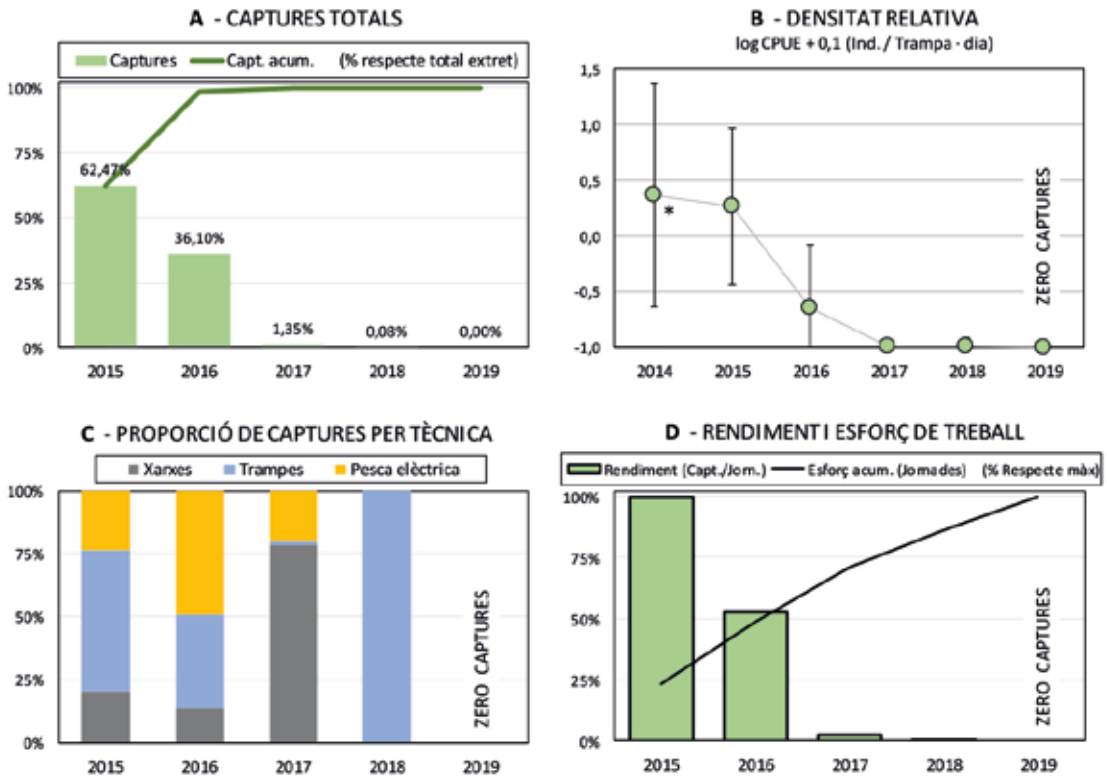
▲ **Taula 4.** Síntesi de les captures de barb roig (*Phoxinus* sp.) als estanys d'actuació. *Captures fetes durant un mostreig inicial; ** Vegeu els codis de la taula 1.

Barb roig (*Phoxinus* sp.)

ESTANYET NORD DE DELLUÍ - Barb roig (*Phoxinus* sp)

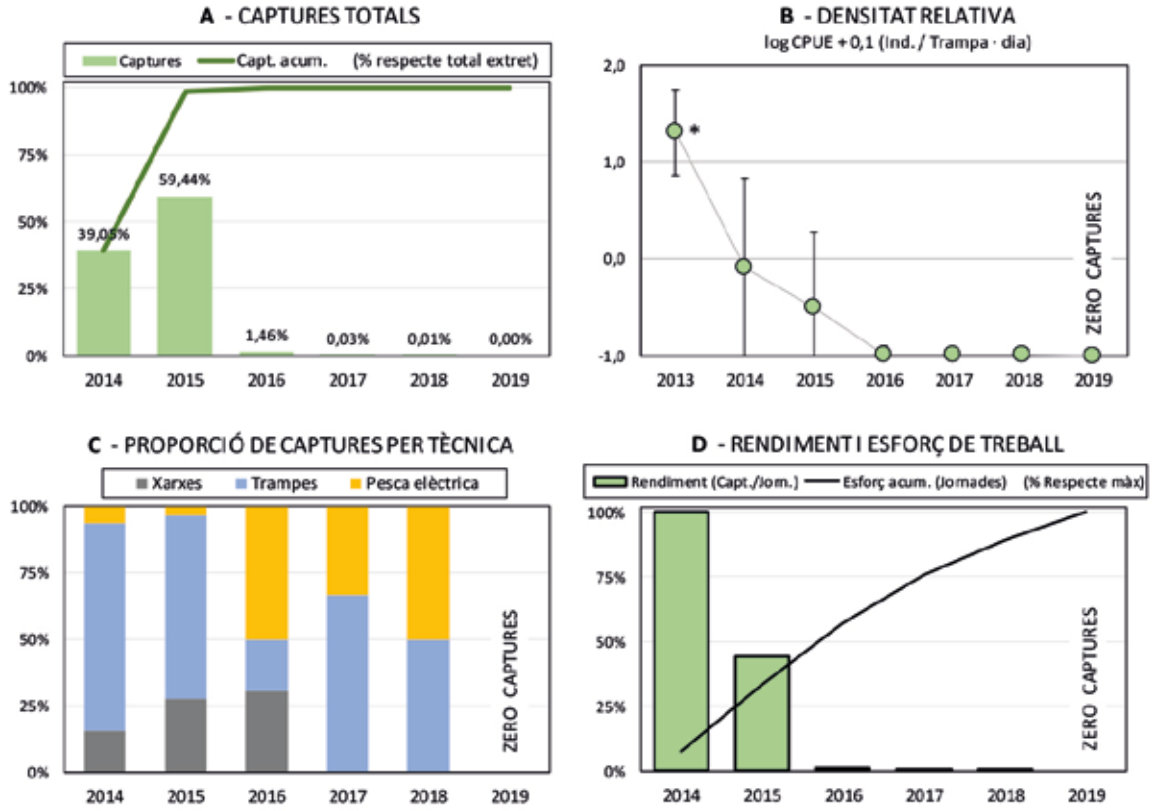


ESTANYET DEL MIG DE DELLUÍ - Barb roig (*Phoxinus* sp)

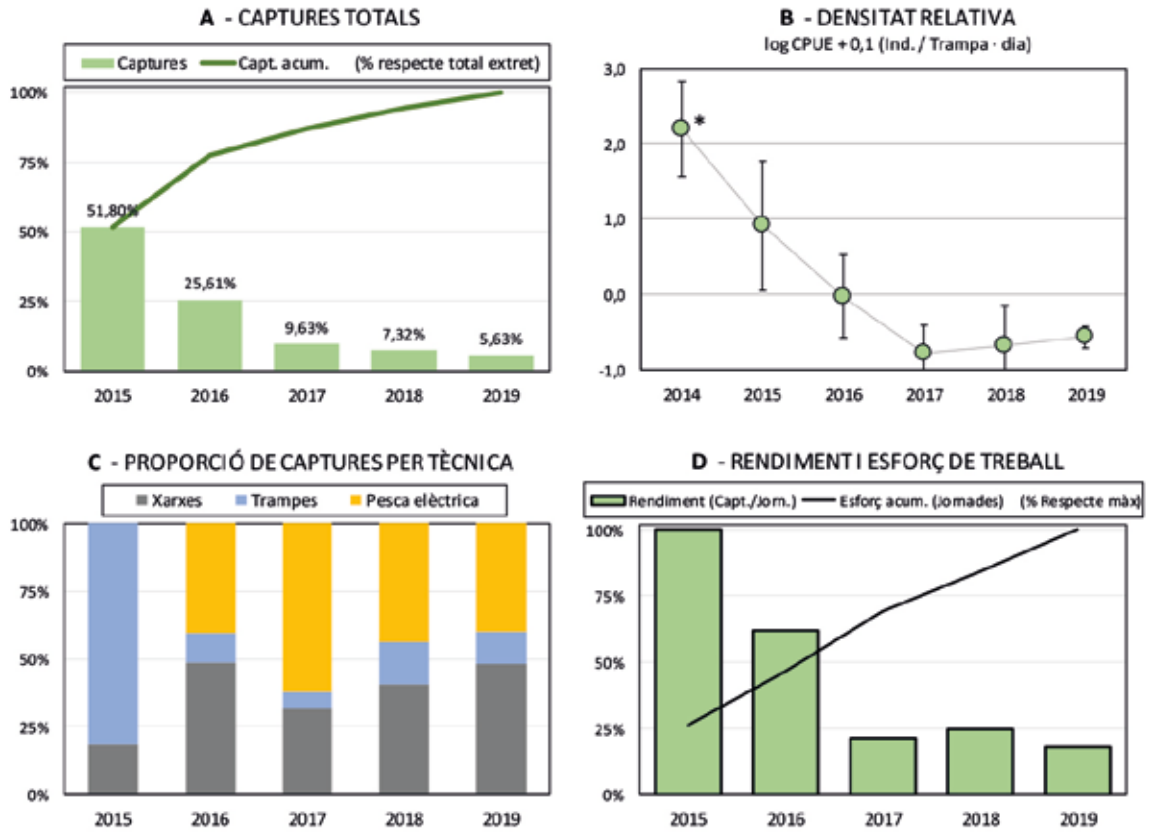


▲ **Figura 5-A.** Resultats de les campanyes de control i erradicació de barb roig (*Phoxinus* sp.) als estanys. * Mostrejos previs a l'inici de les campanyes. Les barres representen l'error estàndard.

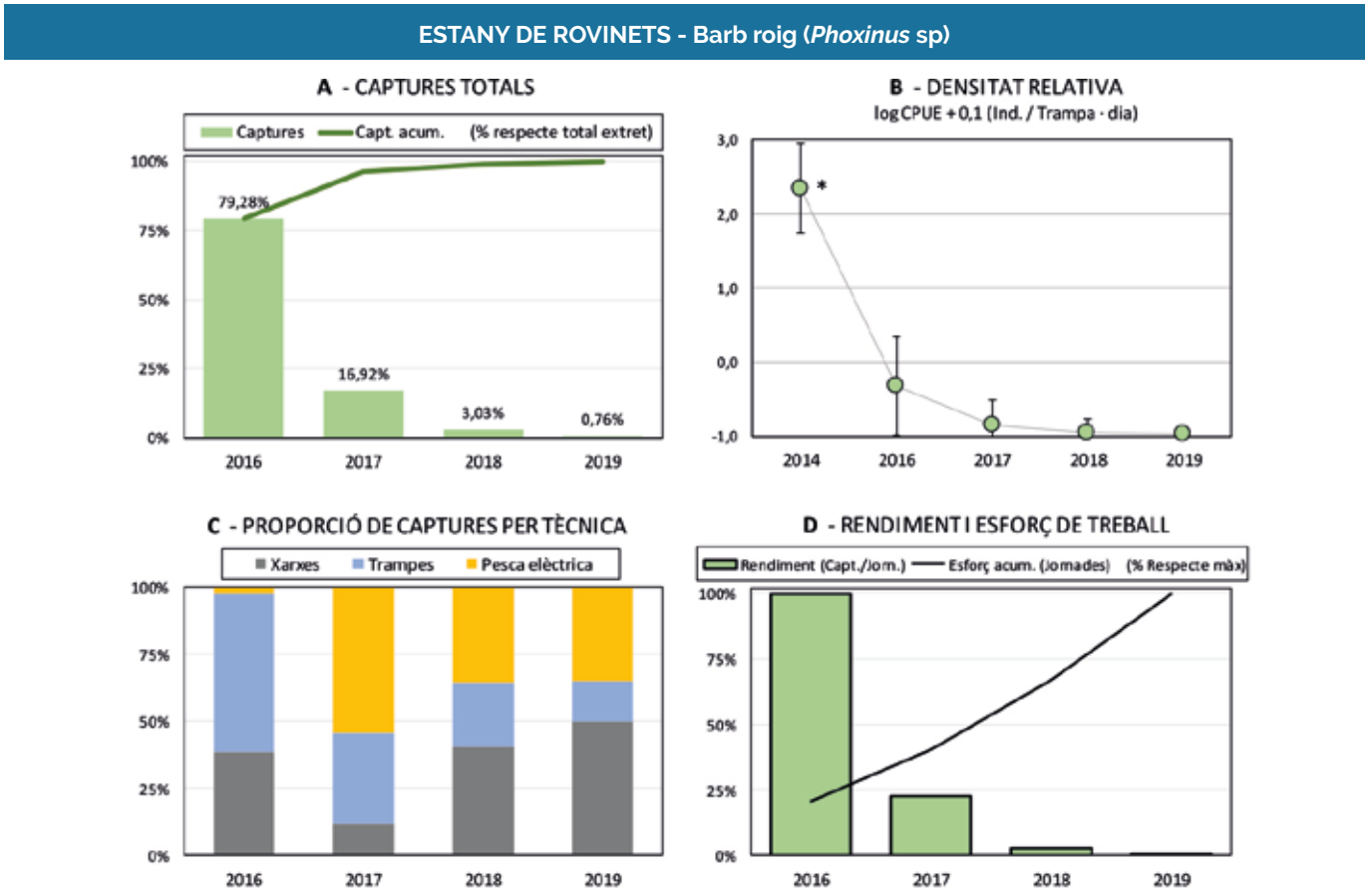
ESTANY DE CLOSELL - Barb roig (*Phoxinus* sp)



ESTANY DE NAORTE - Barb roig (*Phoxinus* sp)

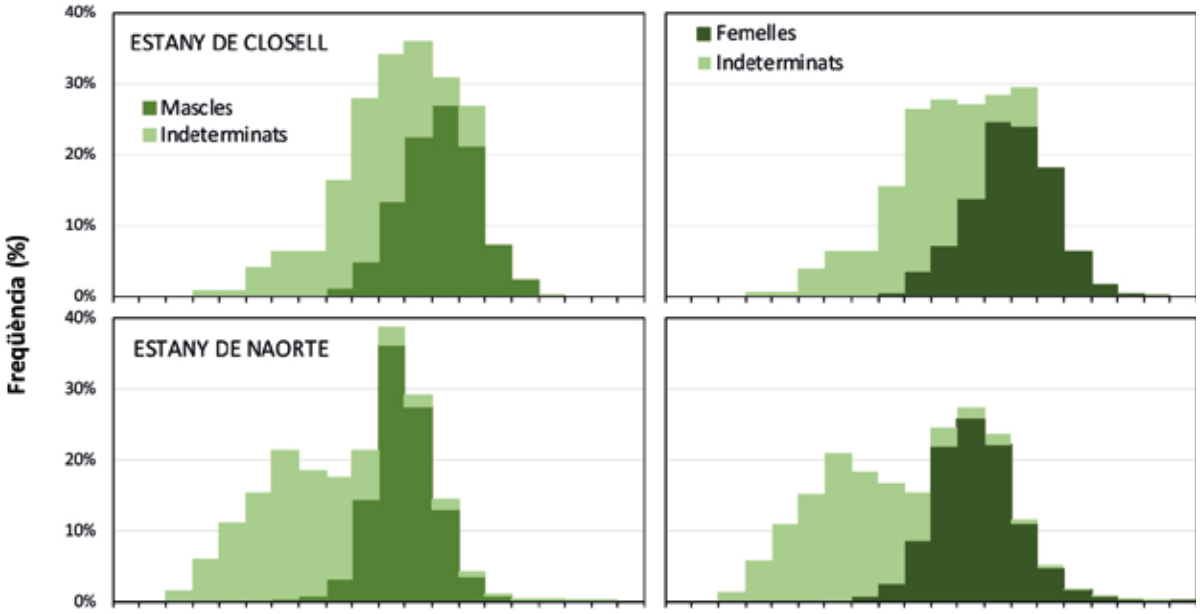


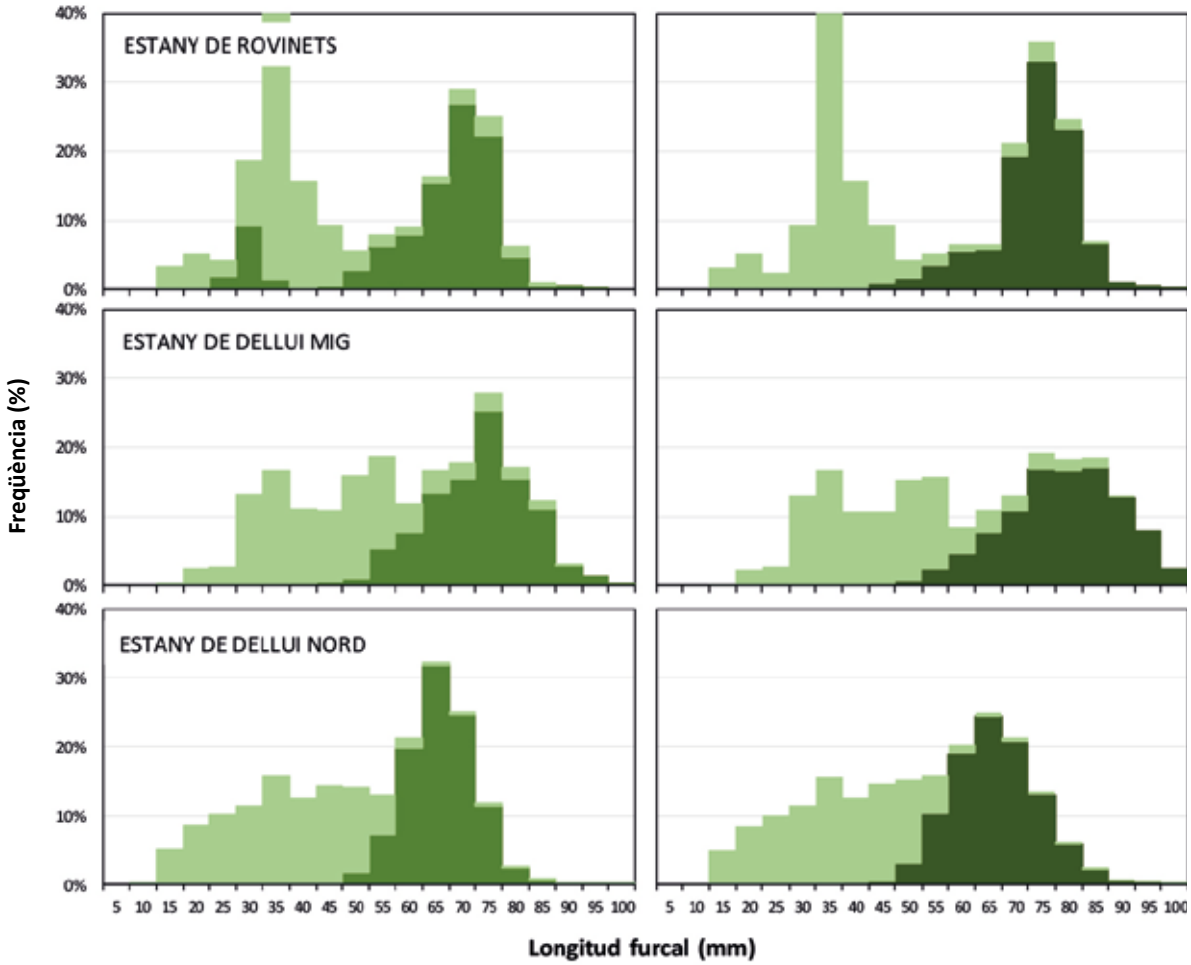
▲ **Figura 5-B.** Resultats de les campanyes de control i erradicació de barb roig (*Phoxinus* sp.) als estanys. * Mostrejos previs a l'inici de les campanyes. Les barres representen l'error estàndard



▲ **Figura 5-C.** Resultats de les campanyes de control i erradicació de barb roig (*Phoxinus* sp.) als estanys. * Mostrejos previs a l'inici de les campanyes. Les barres representen l'error estàndard.

▼ **Figura 6.** Estructures de mides inicials de les poblacions de barb roig eliminades als estanys d'actuació.





Salmònids

A la taula 5 i a les figures 7, 8 i 9 es recullen els resultats principals de les actuacions d'eliminació de salmònids als estanys d'actuació. El nombre total d'exemplars extrets, que es pot considerar equivalent o molt proper a la població inicial abans de començar les actuacions d'extracció de peixos, divergeix en funció de l'espècie i les característiques de l'estany. La truita de rierol presentava la màxima densitat i biomassa observades dels cinc estanys d'actuació amb poblacions de salmònids. Truita irisada i truita comuna presenten densitat i biomasses clarament menors. En el cas de la truita comuna, en un dels estanys (Dellui Nord) la seva densitat era ja inicialment molt baixa. De fet, tot apunta que els escassos exemplars capturats en aquest estany hi havien arribat des de l'estany de Dellui Mig, tots dos interconnectats per un rierol intermitent.

Les estructures de mides inicials observades per a les poblacions eliminades mostren una diversitat notable (figura 10). Ara bé, a la majoria s'hi observa una clara dominància de les mides mitjanes i grans, és a dir, dels exemplars de més edat, sobre les mides petites corresponents als joves, la qual cosa indica l'existència d'un reclutament escàs i probablement irregular d'un any a l'altre, afegit a una probable pressió de depredació dels adults sobre els alevins i joves. El cas més extrem d'aquesta situació es donava per a la truita irisada a l'estany de Cabana. En canvi, en el cas de l'estany de Cap de Port, aquest patró d'estructura poblacional no es dona, degut a l'existència d'un petit riuet de sortida de l'estany on es refugiaven els joves, fet que en garantia una presència més elevada amb relació al conjunt de la població.

La truita comuna s'ha erradicat dels estanys de Dellui Nord i Dellui Mig en tan sols dos anys. En canvi, a l'estany de Cap de Port en quatre anys d'actuació no s'ha assolit encara l'extirpació completa, per bé que el ritme de disminució de la població original ha estat similar als tres estanys, amb més d'un 75 % de reducció durant el primer any d'actuació i una reducció constant del rendiment de pesca, any rere any. De fet, en el cas de l'estany de Cap de Port, les tendències observades indicaven la probable pesca del darrer exemplar a finals del 2018 o principis del 2019. Un fet afegit ha dificultat la finalització de l'erradicació en aquest estany: la probable introducció furtiva d'alguns exemplars durant els darrers anys d'actuació. El 2019 s'ha constatat que almenys un dels darrers exemplars adults capturats havia estat pescat mitjançant pesca esportiva, pràctica il·legal dins el parc nacional.

La població de truita irisada de l'estany de Cabana també s'ha aconseguit eliminar completament en només dos anys, amb una ràpida disminució de la seva densitat ja el primer any de treballs. En el cas de la truita de rierol de l'estany de Subenuix, malgrat l'alta densitat de partida, s'ha extirpat la seva població amb una tendència encara més acusada que en cap altra de les poblacions de sal-

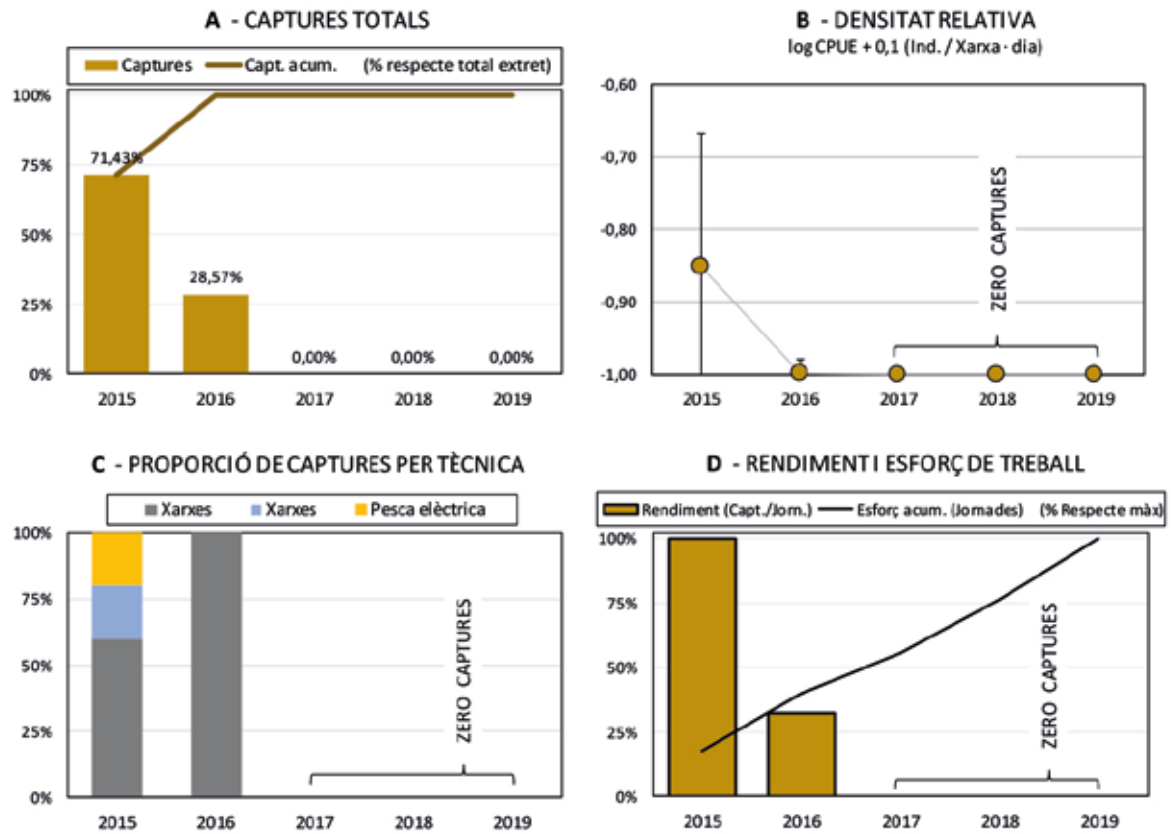
mònids tractades. Per bé que finalment l'erradicació definitiva de la truita de rierol s'ha aconseguit en tres anys, cal apuntar que el tercer any tan sols es van extreure dos únics exemplars que s'havien refugiat en un petit segment d'un curt rierol d'entrada.

Tal com era de preveure, l'ús de xarxes ha estat la tècnica de captura principal que ha originat totes o la major part de captures de salmònids, depenent de l'estany. Amb tot, la pesca elèctrica ha resultat clau per a la captura complementària de salmònids en alguns hàbitats secundaris on les xarxes no són útils, sobretot petits sectors del litoral on en alguns casos s'hi concentren joves, i també rierols d'entrada o de sortida. Les trampes tan sols han tingut un paper durant la fase inicial d'eliminació de la població de truita de rierol, i en l'eliminació de la truita comuna dels rierols.

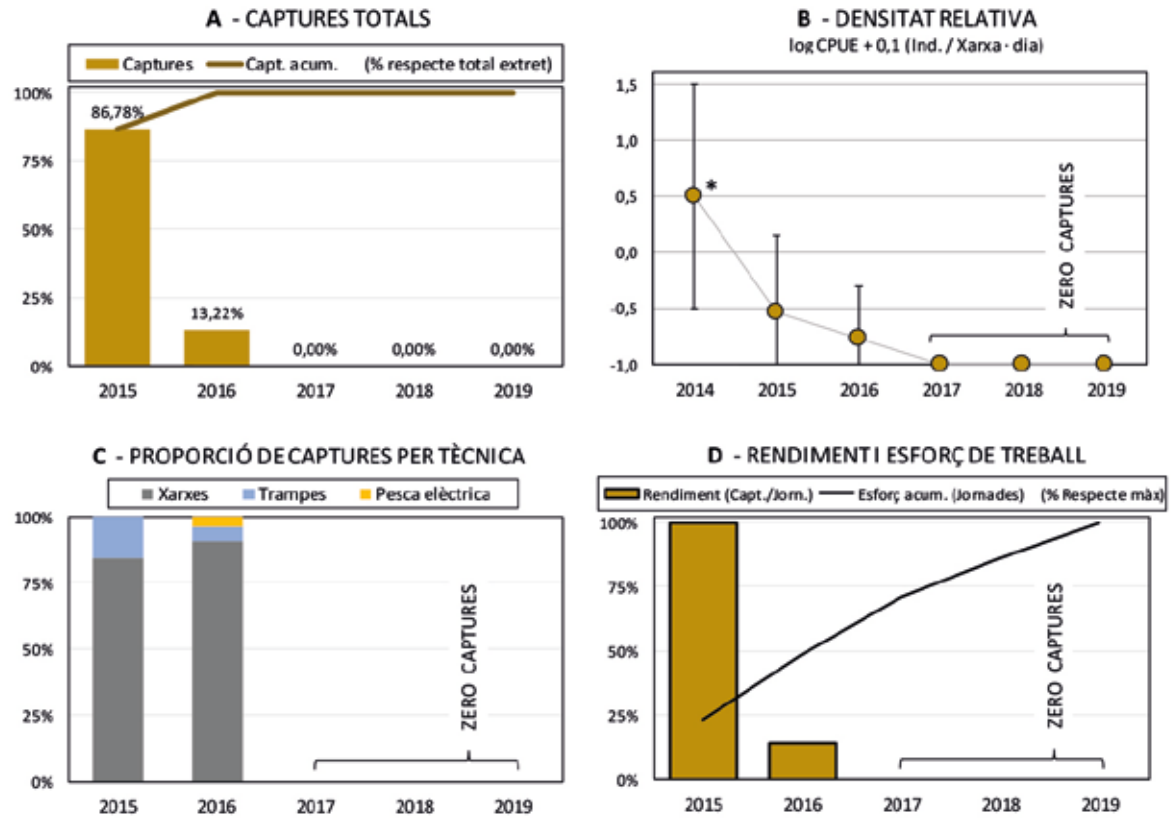
	EXEMPLARS CAPTURATS (ind.), PER ANY, MASSA D'AIGUA I ESPÈCIE				
Espècie*:	STR	STR	STR	SFL	OMY
Any	Dellui Nord	Dellui Mig	Cap de Port	Subenuix	Cabana
2015	5	348	-	-	-
2016	2	53	1.416	4.720	-
2017	0	0	192	275	501
2018	0	0	57	2	64
2019	0	0	4	0	0
CAPTURES TOTALS (ind.)	7	401	1.669	4.997	565
CAPTURES TOTALS (ind./ha)	20	368	227	1.893	242
BIOMASSA TOTAL (kg)	3,44	55,53	189,19	184,85	109,96
BIOMASSA TOTAL (kg/ha)	9,82	50,95	25,74	70,02	47,19

▲ **Taula 5.** Síntesi de les captures d'espècies de salmònids als estanys d'actuació. *Vegeu els codis de la taula 1.

ESTANYET NORD DE DELLUÍ - Truita (*Salmo trutta*)

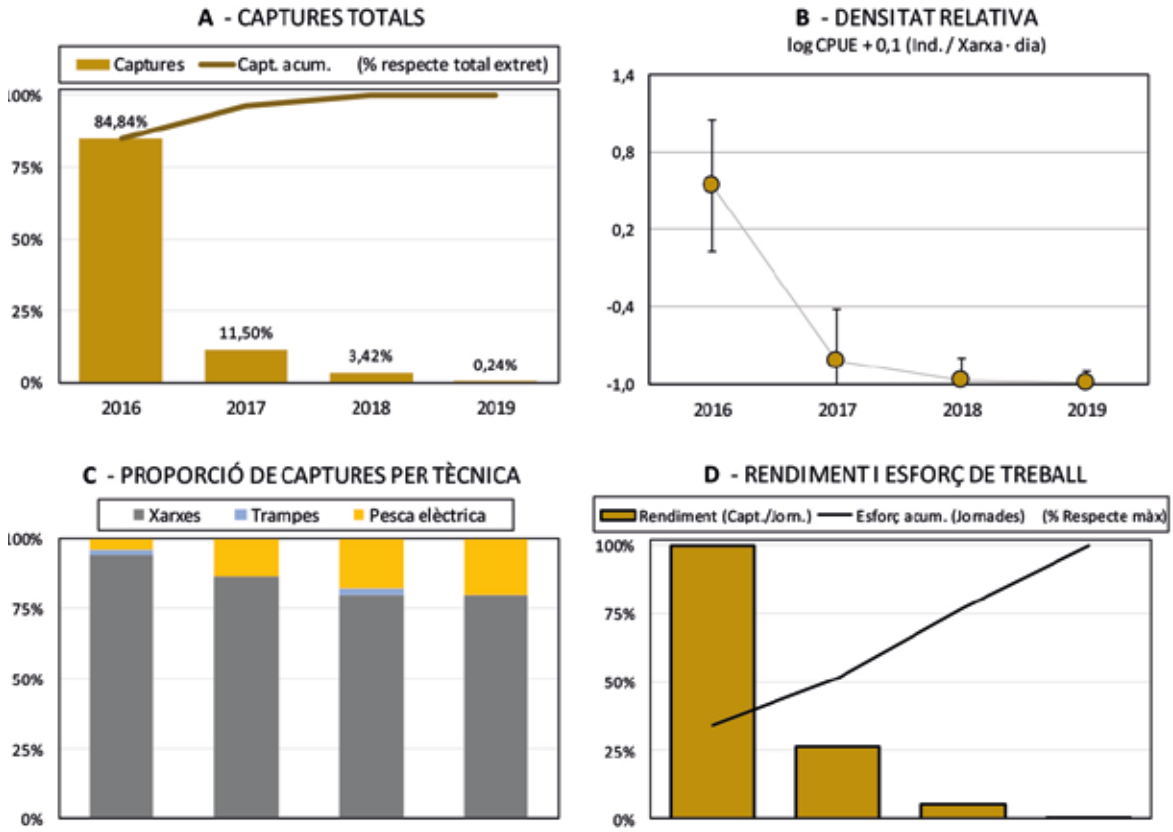


ESTANYET DEL MIG DE DELLUÍ - Truita (*Salmo trutta*)



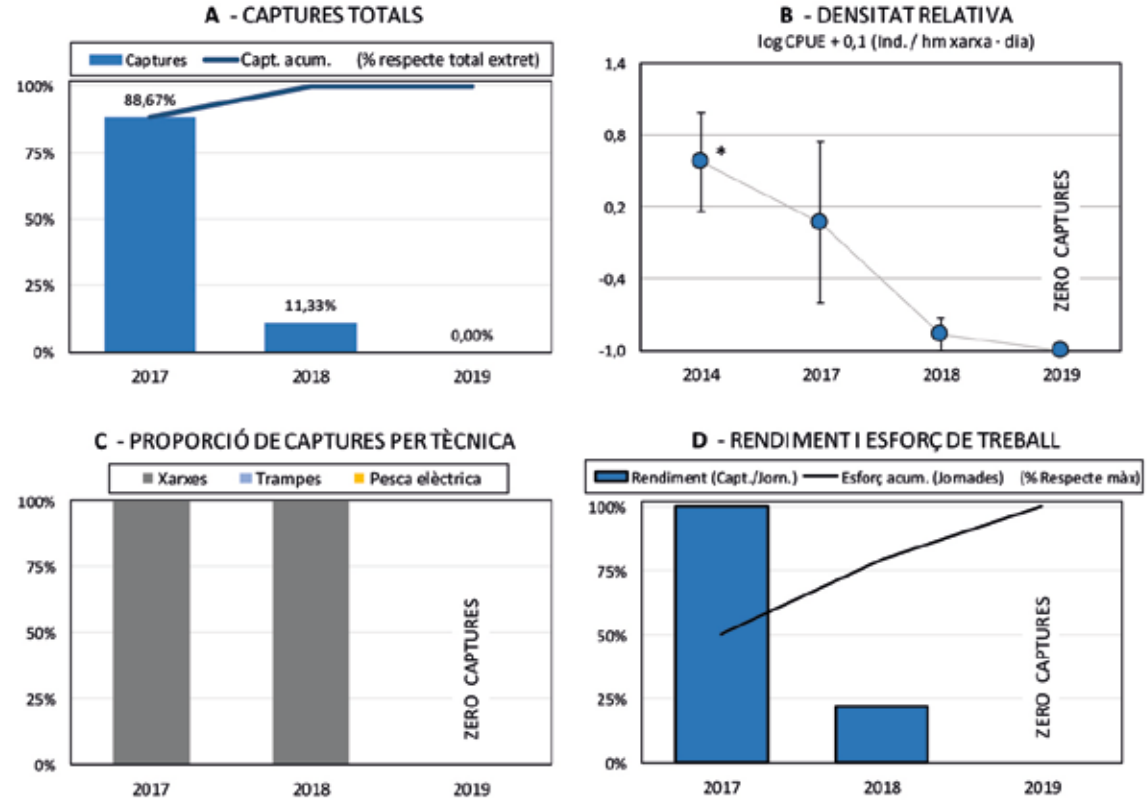
▲ **Figura 7-A.** Resultats de les campanyes de control i erradicació de truita comuna (*Salmo trutta*) als estanys d'actuació. *Mostrejos previs a l'inici de les campanyes. Les barres representen l'error estàndard.

ESTANY DE CAP PORT - Truita (*Salmo trutta*)



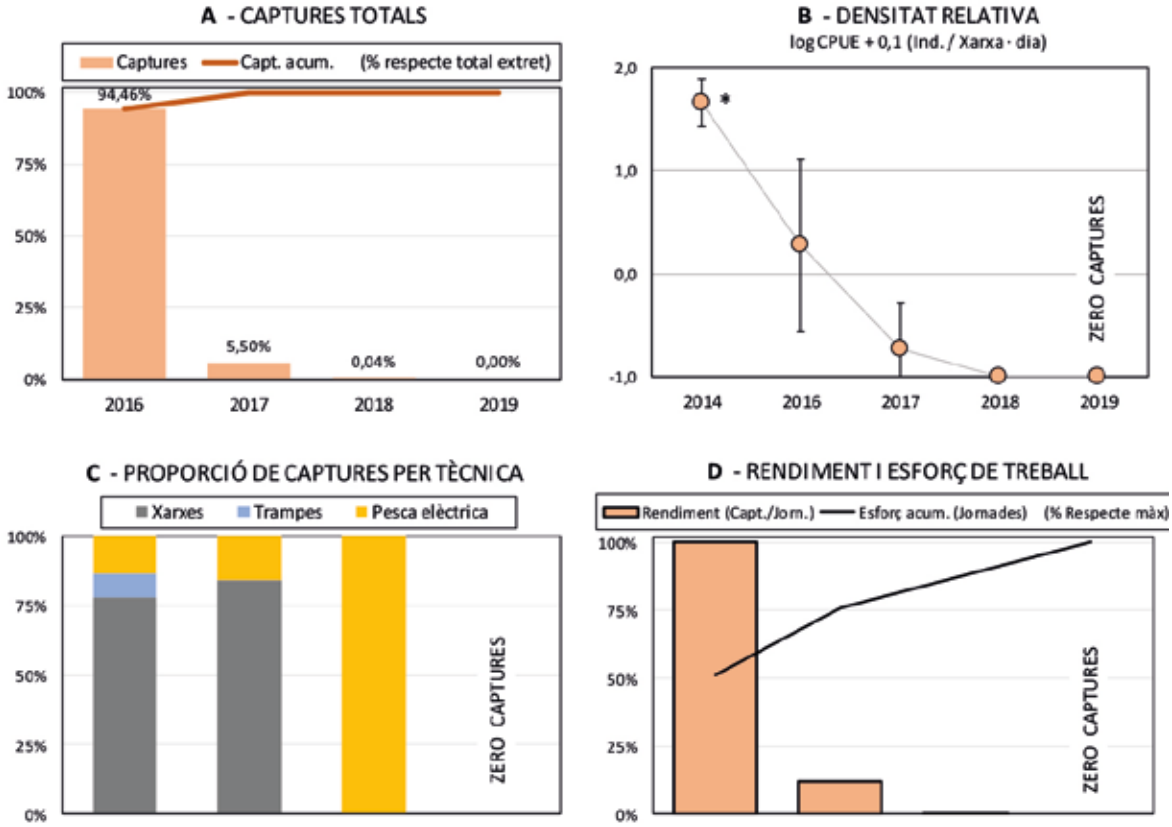
▲ **Figura 7-B.** Resultats de les campanyes de control i erradicació de truita comuna (*Salmo trutta*) als estanys d'actuació. *Mostrejos previs a l'inici de les campanyes. Les barres representen l'error estàndard.

ESTANY DE CABANA - Truita irisada (*Oncorhynchus mykiss*)



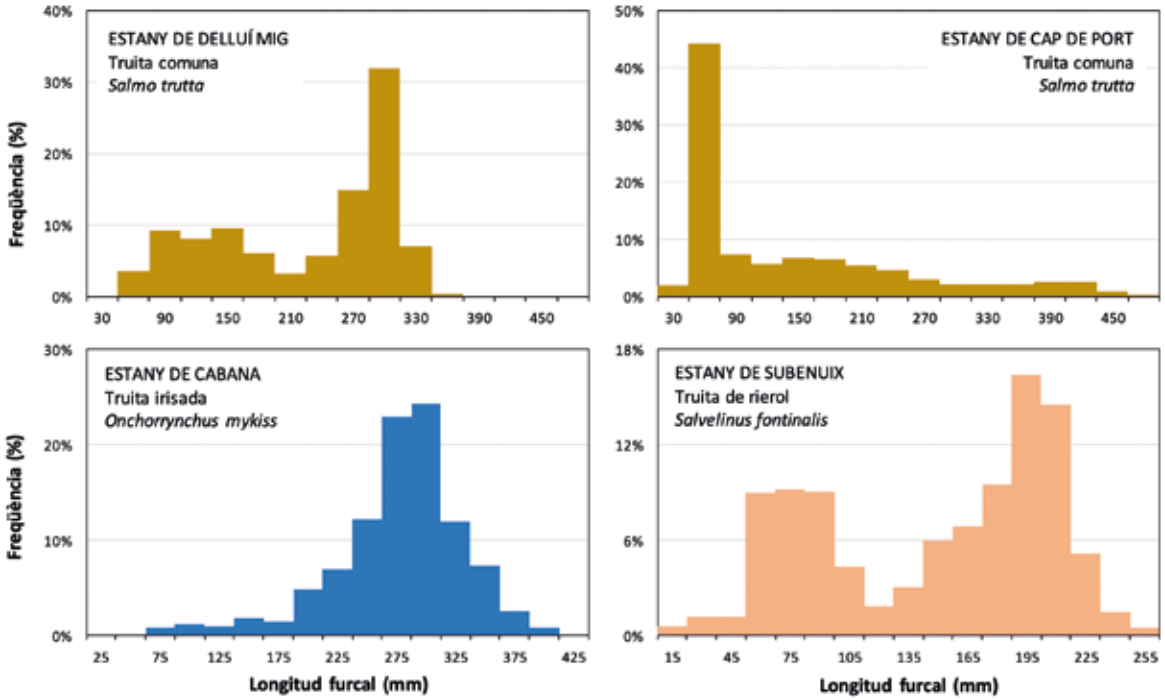
▲ **Figura 8.** Resultats de les campanyes de control i erradicació de truita irisada (*Oncorhynchus mykiss*) als estanys d'actuació. *Mostrejos previs a l'inici de les campanyes. Les barres representen l'error estàndard.

ESTANY DE SUBENUIX - Salvelí (*Salvelinus fontinalis*)



▲ **Figura 9.** Resultats de les campanyes de control i erradicació de truita de rierol (*Salvelinus fontinalis*) als estanys d'actuació. *Mostrejos previs a l'inici de les campanyes. Les barres representen l'error estàndard.

ESTANY DE SUBENUIX - Salvelí (*Salvelinus fontinalis*)



▲ **Figura 10.** Estructures de mides inicials de les poblacions de salmònids eliminades als estanys d'actuació.

DISCUSSIÓ

Els resultats assolits en el marc de les accions de restauració ecològica dels estanys pirinencs del LLP, mitjançant l'eliminació de poblacions de peixos introduïts, demostren en primer lloc que l'erradicació de nuclis de salmònids és efectivament factible mitjançant metodologies ja establertes per treballs anteriors en ambients similars (Knapp i Matthews, 1998; Tiberti *et al.*, 2018) i, en segon lloc, que el repte de l'erradicació de nuclis de petits ciprínids com el barb roig també és factible, malgrat la manca de precedents similars. Amb tot, també han permès posar de relleu els condicionants principals per a la planificació i l'execució d'aquest tipus d'operacions.

D'entrada, el primer condicionant el constitueixen els trets biològics i ecològics de les espècies de peixos que s'han d'eliminar. Malgrat que les poblacions de peixos dels estanys d'alta muntanya dels Pirineus han estat molt poc estudiades, al llarg del projecte LLP s'han generat resultats i observacions que indiquen una sèrie de trets en comú per a totes les espècies: alta estabilitat poblacional, alta longevitat i baixa mortalitat, en comparació amb altres poblacions estudiades situades en sistemes de menys 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 canvi, tot indica que el reclutament, el creixement i la productivitat són molt variables no sols entre espècies sinó també entre estanys, probablement en funció d'una combinació complexa de diversos factors encara no analitzats. Així, sembla que espècies com el barb roig i la truita de rierol presenten reclutaments regulars, sovint alts, i assoleixen sovint densitats i biomasses altes als estanys que ocupen. En canvi, la truita comuna i la truita irisada tendeixen a presentar problemes de reclutament i en general mantenen poblacions de baixa densitat.

L'edat de maduració sexual dels peixos dels estanys és un aspecte clau per planificar-ne l'erradicació. Per bé que molt variable, en el cas dels salmònids sembla situar-se sempre per sobre dels dos anys. Això dona prou marge per a l'eliminació completa de les poblacions si des del principi de les campanyes s'aplica una intensitat d'esforç suficient per eliminar ràpidament almenys els exemplars adults en un o dos anys. Per contra, en el cas del barb roig hem comprovat que, a la major part d'estanys, una part dels exemplars ja es poden reproduir quan tenen tan sols un any. Aquest fet, conjuntament amb una eficiència de captura més baixa per a aquests peixos en comparació amb els salmònids, condiciona en gran mesura les campanyes, atès que no permet una ràpida erradicació dels nuclis poblacionals. Tan sols quan s'aconsegueixi evitar-ne la reproducció des del primer any és previsible un procés ràpid d'extirpació de la població, però probablement això serà factible en molt pocs casos. En tot cas, cal determinar-ne correctament la fenologia reproductiva i sobretot conèixer en quins sectors o microhàbitats es tendeix a produir preferentment la fresa a cada estany. Això permet distribuir millor els esforços de pesca en l'espai i el temps, per minimitzar les possibilitats de recuperació de la població de barb roig malgrat la continuïtat de les campanyes de pesca intensiva.

En canvi, la densitat inicial del nucli de peixos a eliminar no sembla condicionar els resultats, mentre s'apliqui

un esforç amb suficient intensitat i continuïtat, sempre amb la intervenció de brigades de treball especialitzades i ben dotades. La densitat absoluta, és a dir, la grandària poblacional inicial, en part depenent de la mida de l'estany (dins el rang dels estanys d'actuació; <10 ha), tampoc sembla condicionar l'èxit de les operacions.

Ara bé, altres factors més enllà dels directament relacionats amb la biologia de l'espècie íctica condicionen també les operacions: la morfometria general de l'estany, el perfil batimètric, l'estructura de les ribes i el fons de l'estany, la presència de vegetació submergida, la presència de petits rius o torrents connectats als estanys, o també la meteorologia i la hidrologia de cada temporada de treball. De fet, alguns d'aquests condicionants acaben explicant bona part de la variabilitat dels resultats assolits entre estanys. Així, per exemple, els nuclis de barb roig situats en dos petits estanys de superfície inferior a mitja hectàrea, Rovinets i Dellui Nord, han resultat ser on els treballs han estat més complexos i, en definitiva, més dilatats que el previsible, degut sobretot a l'orografia de les seves ribes, en part inaccessibles, i a un perfil abrupte del fons de l'estany.

Pel que fa a les tècniques de captura, durant el LLP s'han millorat gradualment tant els materials i els equips utilitzats com sobretot la forma d'utilitzar-los, de manera que s'ha aconseguit una efectivitat més gran que probablement ha accelerat les operacions. De fet, creiem que els terminis d'assoliment d'eventuals nous objectius ambiciosos d'erradicació de peixos als estanys, mitjançant campanyes de pesca intensives, poden reduir-se considerablement a partir del coneixement pràctic assolit, especialment en el cas de la lluita contra el barb roig. Alhora, aquest coneixement pràctic permetrà també abordar la possibilitat d'encarar fites més importants, com ara l'erradicació del barb roig en estanys més grans, com és el cas de Naorte, o bé l'erradicació de dues o més espècies presents en un mateix estany de dimensions també importants.

Amb tot, encara convé millorar l'efectivitat de les tècniques de captura disponibles o desenvolupar-ne de noves, sobretot novament per al cas del barb roig. Per exemple, probablement és factible millorar l'eficiència de la pesca elèctrica a les aigües d'alta muntanya, encara molt baixa, per bé que caldria involucrar-hi els fabricants d'aquests aparells. També hi ha recorregut en el disseny de noves tipologies de trampes efectives en situacions on fins ara no ha estat possible aconseguir resultats positius, com ara una pesca eficient en substrats de profunditats mitjanes i grans. La introducció d'altres mètodes, com és el cas de l'aplicació massiva d'ictiocides, també segueix constituint un repte pendent, especialment per abordar aquesta problemàtica, potser amb un cost econòmic més baix, en situacions d'alta complexitat, com ara sistemes interconnectats de diversos estanys, rius o molleres.

Una planificació correcta de les campanyes també resulta crítica. D'entrada, un primer aspecte clau és l'assignació d'un esforç de captura adequat en forma i quantitat. A més, és imprescindible fer un seguiment tècnic dels resultats obtinguts progressivament, per introduir les variacions necessàries a temps, si s'escau. Per exemple, en aquest projecte la intensitat de pesca prevista inicialment en alguns dels estanys va resultar ser insuficient, concretament als estanys de Naorte i de Cap de Port, situació a la qual es van sumar altres problemes diversos com ara una escassa durabilitat de les xarxes, no prevista inicialment, entre altres. Va caldre respondre a aquestes situacions amb l'assignació de més i millors recursos materials, tot i no evitar-se un endarreriment en l'assoliment d'objectius en aquests estanys.

L'erradicació de peixos introduïts hauria de ser un objectiu operatiu prioritari als estanys pirinencs que cal restaurar ecològicament. Tanmateix, mentre això no sigui factible per a qualsevol estany, no convé descartar com a alternativa el control demogràfic intensiu dels peixos, si més no en el cas del barb roig. Els resultats del projecte LLP, i en concret l'experiència duta a terme a l'estany de Naorte, demostren que es pot aconseguir una reducció suficient de la densitat d'aquesta espècie íctica, amb una bona resposta de l'ecosistema (Buchaca *et al.*, 2019). Per mantenir aquests resultats a mitjà termini cal preveure accions de manteniment persistents, per a les quals tanmateix ara sabem com s'han de dur a terme de forma eficient en termes de cost.

CONCLUSIONS

L'erradicació dels peixos introduïts en estanys pirinencs mitjançant la captura intensiva i continuada és factible, però sempre que es faci partint d'una adequada assignació i planificació de recursos humans i materials.

En el cas dels salmònids, se'n pot aconseguir la completa eliminació mitjançant l'ús tan sols de xarxes de tipus solta, per bé que en certes situacions pot resultar imprescindible la utilització complementària de pesca elèctrica.

En canvi, en el cas del barb roig, cal una combinació efectiva d'almenys tres tècniques, xarxes, trampes i pesca elèctrica. A més a més, cal una revisió contínua del pla de treball, a fi d'ajustar-lo a la resposta de cada població i estany.

AGRAÏMENTS

Els autors volem fer arribar el nostre agraïment a tot el personal del Parc Nacional d'Aigüestortes i Estany de Sant Maurici i del Parc Natural de l'Alt Pirineu, del Cos d'Agents Rurals de la Generalitat de Catalunya i, en general, del Departament de Territori i Sostenibilitat de la Generalitat de Catalunya que han participat directament o indirecta a les actuacions d'eliminació de peixos als estanys dels Pirineus en el marc del LLP. Molt especialment, volem agrair al personal de Forestal Catalana, SA, que han format part en algun moment de les brigades de pesca, així com als seus caps, la seva dedicació constant i implicació amb els objectius del LLP. També volem agrair el suport dels companys de feina i dels altres col·laboradors que ens heu ajudat durant els treballs de camp. Entre aquests, hem de fer especial esment als molts estudiants i joves, que en el marc de diversos programes de pràctiques

d'empresa han fet estades als Pirineus per col·laborar amb les feines sobre el terreny: R. Berché, M. Hernández, A. Brustenga, I. Fernádez, S. García, A. Elguea, L. Barbero, A. Gouveia, F. Ribero, E. Cirer, J. Devilers, 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. Santiesteban, 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 i F. Canudas.

BIBLIOGRAFIA

Aparicio E., Alcaraz C., Carmona-catot G., garcía-berthou E., Pou-rovira Q., R. Rocaspana R., Vargas M. J. i 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. i 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. i Boyero L. (2019). Eradication of introduced fish allows successful recovery of a stream-dwelling amphibian. PLoSONE 14(4):e0216204. https://doi.org/10.1371/journal.pone.021620.

Britton R., Davies G. D. i 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. i Ventura M. (2016). Efectes de la presència de diverses espècies de peixos invasors en els estanys d'alta muntanya. A: 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, p. 171-183. Generalitat de Catalunya. Departament de Territori i Sostenibilitat, Espot (Pallars Sobirà), 14, 15 i 16 d'octubre de 2015.

Buchaca T., Sabas I., Osorio V., Pou-Rovira Q., Miró A., Puig M. À., Cruset E., Font B., Ballesteros E. i Ventura M. (2019). Canvis en els estanys a partir de la reducció de les densitats de peixos en el marc del projecte LIFE LIMNOPIRINEUS. A: 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 i 19 d'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. i 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. Brussel·les.

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. I 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. i 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. i Cichra C. E. (2005). Eradication of a reproducing population of convict cichlids, *Cichlasoma nigrofasciatum* (Cichlidae), in North-Central Florida. *Florida Scientist*. Vol. 68, núm. 2, p. 65-74.

Knapp R. A. i 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. i 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 mun-

tanya 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. i Pope K. L. (2011). Indirect effects of introduced trout on Cascades 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, Lleida.

Miró A. i 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. i Ventura M. (2015). Evidence of exotic trout mediated minnow invasion in Pyrenean high mountain lakes. Biological Invasions 17, 791-803.

Miró A., Sabás I. i 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. i 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 *Limno Pirineus*.

Pou-Rovira Q. (2015b). Protocol de control o eradicació de *Phoxinus* en estanys d'alta muntanya. LIFE *Limno Pirineus*.

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. i 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. i Cooke S. J. (2018). The effectiveness of non-native fish removal techniques infreshwater ecosystems: a systematic review. Environ. Rev.00: 1–24 (0000)

SIBIC (Consulta: 01/09/2019). *Carta piscícola española*. http://www.cartapiscicola.es.

SI-EXOAQUA (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. i Vilà M. (2013). Impacts of Biological Invasions: What's What and the Way Forward. Trends in ecology & evolution. 28. 58-66.

Tiberti R. i 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. i Bassano B. (2018). Recovery of high mountain Alpine lakes after the eradication of introduced brook trout Salvelinus fontinalis using non-chemical methods. Biological Invasions.

Rayner T. S. i Creese R. G. (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. i 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. i Miró A. (2017). Why should we preserve fishless high-mountain lakes? A: Catalan J., Ninot J., Aniz M. (eds.) Advances in Global Change Research, Vol. 62: High Mountain Conservation in a Changing World. Capítol 8, p. 181-205. Springer International Publishing.

Wittenberg R. i Cock M. J. W. (eds.) (2001). Invasive alien species: a Toolkit of Best Prevention and management Practices. CAB International, Wallingford, Oxon, Regne Unit, XVII-228.

~ Estany Cabana ~

CANVIS ALS ESTANYS A PARTIR DE LA REDUCCIÓ DE LES DENSITATS DE PEIXOS

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) i Marc VENTURA (1)

1. Grup d'Ecologia Integrativa d'Aigües Continentals, Centre d'Estudis Avançats de Blanes (CEAB-CSIC). Carrer d'accés a la Cala St. Francesc, 14, 17300, Blanes, Catalunya, Espanya.
2. Sorelló, Estudis al Medi Aquàtic. Parc Científic de la UdG, 17003, Girona, Catalunya, Espanya.
3. Centre for Ecology, Evolution and Environmental Changes (cE3c), Faculty of Sciences, University of Lisbon. Campo Grande, 1749-016 Lisboa, Portugal.

RESUM

En aquest estudi presentem les anàlisis de la sèrie temporal de dades dels cinc anys de seguiment del projecte LimnoPirineus. Els resultats mostren que el grup que presenta una resposta més clara a l'erradicació dels peixos són els macroinvertebrats del litoral, els quals incrementen la riquesa de tàxons al llarg del temps i la seva composició convergeix amb la dels estanys naturals. El canvi en la biomassa de les algues del perífiton és menys acusat i només es produeix allà on hi havia hagut barb roig, sol o acompanyat d'alguna espècie de salmònid. En el sistema pelàgic només s'observava un augment en les abundàncies dels crustacis i una disminució en la biomassa del fitoplàncton allà on hi havia hagut barb roig com a única espècie. Tots aquests canvis i els de paràmetres fisicoquímics (transparència de l'aigua i nutrients) no semblava que repercutissin clarament en la composició del fitoplàncton ni en la de les algues del perífiton dels estanys estudiats.

INTRODUCCIÓ

Actualment trobem peixos (salmònids i ciprínids) en un bon nombre d'estanys d'alta muntanya dels Pirineus, fruit d'un procés històric d'introducció i aprofitament que es remunta a segles enrere i que s'ha accelerat en els darrers 60 anys. Les espècies de salmònids introduïdes als Pirineus catalans inclouen la truita comuna (*Salmo trutta*), la truita irisada (*Oncorhynchus mykiss*) i la truita de rierol (*Salvelinus fontinalis*) (Miró i Ventura, 2013). El barb roig (*Phoxinus* sp.) és un petit ciprínid que ha estat també introduït en una bona part dels estanys dels Pirineus, però, en aquest cas, la seva arribada està relacionada amb la utilització de l'especie com a esquer viu per pescar la truita (Miró i Ventura, 2015).

La introducció de peixos en llacs d'alta muntanya on abans no n'hi havia té com a resultat tota una sèrie d'efectes que es propaguen a través de la xarxa tròfica (Carpenter *et al.*, 2001). La depredació directa que exerceixen els peixos pot afectar el zooplàncton de mida més gran i produir un efecte indirecte *top-down* que alteri la comunitat i la biomassa del zooplàncton de mida més petita i, també, el fitoplàncton (Buchaca *et al.*, 2016; Sarnelle i Knapp, 2005; Schindler *et al.*, 2001). Els macroinvertebrats bentònics i nectònics sovint queden extingits localment després de la introducció de peixos, mentre que aquells que viuen mig enterrats en el sediment no en queden afectats o fins i tot se'n poden beneficiar indirectament (Knapp *et al.*, 2001; Tiberti *et al.*, 2014; Tiberti *et al.*, 2018). La introducció de peixos és també sovint un factor d'exclusió ecològica per als amfibis (Bradford *et al.*, 1993; Knapp *et al.*, 2016; Tiberti i Von Hardenberg, 2012; Vredenburg, 2004). Als Pirineus, el barb roig només es troba allà on s'ha introduït truita (Miró i Ventura, 2015). Aquest petit ciprínid té un efecte molt negatiu sobre les poblacions d'amfibis, ja que els amfibis no són capaços de recolonitzar els estanys on el barb roig aconsegueix desplaçar la truita (Miró *et al.*, 2018). A més de tots aquests efectes que es produeixen dins del medi aquàtic, els peixos introduïts poden alterar també el flux de recursos, en forma d'insectes emergents i amfibis, que ofereix el sistema aquàtic al medi terrestre (Pope *et al.*, 2009; Tiberti *et al.*, 2016) i afectar de manera indirecta predadors terrestres com ara ocells, rèptils, amfibis i ratpenats (per exemple, Epanchin *et al.*, 2010). La resistència i la resiliència de la fauna lacustre a la introducció de peixos en llacs d'alta muntanya on abans no n'hi havia hagut ha estat estudiada per diversos autors (Epanchin *et al.*, 2010; Knapp *et al.*, 2001; Pope *et al.*, 2009; Tiberti *et al.*, 2018). Tots aquests estudis, però, s'han centrat en l'impacte de la presència de salmònids. En canvi, no tenim constància d'estudis similars que avaluïn l'impacte de la presència de ciprínids en llacs d'alta muntanya.

Una de les accions principals de conservació que s'ha

dut a terme en el marc del projecte LIFE+ LimnoPirineus és la pesca intensiva en vuit estanys que anomenem *objectiu*, cinc dels quals estan situats al Parc Nacional d'Aigüestortes i Estany de Sant Maurici i els altres tres al Parc Natural de l'Alt Pirineu, amb la finalitat d'erradicar les poblacions de peixos o reduir-ne dràsticament la densitat. Amb aquest tipus d'accions es persegueix revertir l'efecte que han tingut les introduccions de peixos en el funcionament de l'ecosistema en conjunt. Les erradicacions als estanys del Parc Nacional van començar en dos dels estanys del circ de Dellui (2015), que tenien truita comuna i barb roig; seguidament, es va treballar a Subenuix (2016), on hi havia truita de rierol, a l'estany del Cap del Port de Peguera (2016), on hi havia truita comuna, i finalment a la Cabana (2017), on hi havia truita irisada. Al Parc Natural de l'Alt Pirineu, tots els estanys on s'ha actuat només tenien barb roig. Es va començar a actuar el 2013 a l'estany Closell, a l'estiu anterior a l'inici del projecte LIFE+, com a prova pilot de viabilitat. A Naorte, les actuacions van començar el 2015, mentre que a Rovinets l'inici fou el 2016. Des del principi del projecte s'ha fet un seguiment limnològic dels estanys objectiu per conèixer l'estat, l'estructura i la qualitat de l'hàbitat i constatar l'abast de les actuacions que s'hi fan.

En aquest treball presentem els resultats d'analitzar la sèrie temporal de dades obtingudes durant els cinc anys de seguiment. S'han recollit dades de nutrients i de biomassa i composició de fitoplàncton, de zooplàncton i de macroinvertebrats i algues del perífiton de la zona litoral. Els resultats relacionats amb els amfibis es presenten en el següent capítol d'aquesta memòria tècnica.

MATERIAL I MÈTODES

Els estanys estudiats estan situats al Parc Nacional d'Aigüestortes i Estany de Sant Maurici i al Parc Natural de l'Alt Pirineu. Es van seleccionar vuit estanys que anomenem *objectiu* (vegeu Figura 1 del primer capítol), que són aquells on s'ha actuat en el marc del projecte LIFE+ LimnoPirineus, i 19 estanys més, on no s'actua i que no tenen peixos. Dins del conjunt d'estanys, 19 són estanys sense peixos (NATURALS), dos tenen salmònids (SALM), tres tenen barb roig (PPH) i tres tenen salmònids i barb roig (SALM+PPH).

Els estanys es van mostrejar entre els mesos de juliol i agost dels anys 2014, 2015, 2016, 2017 i 2018. Els estanys *objectiu* es van mostrejar també al setembre. Es va recollir informació per estudiar la composició d'organismes del sistema pelàgic i litoral, com també variables ambientals per caracteritzar el medi físic i químic. La mostra per analitzar la química de l'aigua es va prendre a la sortida de cada estany o, quan l'estany no tenia sortida, des de la barca al punt central de mostreig. Les anàlisis es van fer seguint la metodologia descrita a Ventura *et al.* (2000). Com a mesura de transparència de la massa d'aigua es va estimar el coeficient d'extinció de la llum a la columna d'aigua (K_d; m^{-1}) a partir de la mesura de la profunditat de visió del disc de Secchi. Als estanys on el disc de Secchi tocava fons, es va utilitzar un coeficient d'extinció constant de 0,2 m^{-1} (Buchaca, 2009).

Eliminació de peixos introduïts

En els treballs d'eliminació de peixos introduïts s'ha recorregut a una combinació de tres tècniques de captura: xarxes de tipus solta de diferents llums de malla (de 5 a 43 mm), pesca elèctrica a la franja litoral i trampes de tipus barbol de petita llum de malla (4 mm). Cada una d'aquestes tècniques presenta una eficiència variable en funció de l'espècie i l'època de l'any, entre altres factors. Els dos primers mètodes ja havien estat provats prèviament en estanys d'alta muntanya de Califòrnia i dels Alps italians i en coneixíem l'eficàcia per a l'eliminació de nuclis de salmònids (Knapp i Matthews, 1998; Tiberti *et al.*, 2018). Les trampes tubulars de tipus barbol, muntades gairebé submergides i recolzades sobre el llit rocós o fangós del litoral, havien estat força eficaces per capturar barb roig en una prova pilot realitzada abans a l'estany Closell. La pesca elèctrica, tot i la seva escassa eficiència en aquests ambients a causa de la típica baixa conductivitat de l'aigua, s'ha demostrat com la millor tècnica en rierols afluents dels estanys i, també, per a la captura del barb roig del litoral en certs moments de l'any.

La revisió i el buidatge de les xarxes i les trampes s'ha anat fent amb freqüència diària a l'inici dels treballs en cada estany i amb freqüència setmanal un cop han anat disminuint les captures. La pesca elèctrica a la franja litoral s'ha anat fent aproximadament un cop per setmana a cada estany durant el primer estiu, i aquesta freqüència ha variat a partir del segon any en funció dels resultats.

L'abundància de peixos s'ha estimat mitjançant l'ús d'índexs d'abundància relativa, CPUE (captures per unitat d'esforç) i BPUE (biomassa per unitat d'esforç). L'esforç s'estandarditza per a cada tècnica de captura basant-se en el temps d'ús, i eventualment també en unitats relatives al seu volum d'exposició: metres de xarxa o peces instal·lades. En conseqüència, les unitats són diferents per a cada tècnica de captura, cosa que provoca que els índexs d'abundància relativa que se'n deriven no siguin comparables entre si. En canvi, permeten una fàcil comparació entre localitats i dates.

Macroinvertebrats

Els macroinvertebrats del litoral es van caracteritzar mostrejant la zona litoral dels estanys a uns 80 cm de profunditat. Les mostres es van recollir utilitzant el mètode de *sweep net sampling*, seguint el procediment utilitzat en altres estudis (Knapp *et al.*, 2001; Tiberti *et al.*, 2018) i comparable al que es va fer als Pirineus (De Mendoza *et al.*, 2015): es va mostrejar la diversitat d'hàbitats i substrats de la zona litoral, al voltant dels 80 cm de profunditat, i prèviament caracteritzada *in situ* a tot el seu perímetre segons la dominància de llim, sorra, grava, còdols i blocs i el recobriment de macròfits i molses. A cada localitat, es van distribuir un total de 30 passades d'1 m de llarg amb la mànega de 250 µm de llum, proporcionalment a l'abundància dels hàbitats presents, amb l'objectiu d'obtenir-ne

una mostra representativa. Addicionalment, es van inspeccionar dues roques submergides i se'n van recol·lectar els organismes adherits, els quals no podien ser capturats tan fàcilment mitjançant el mostreig convencional amb la mànega. Les mostres recollides amb el *sweep net sampling* eren integrades i conservades amb etanol absolut fins a una concentració final del 70 %. El mostreig era equivalent entre estanys en termes d'esforç i àrea coberta. Cada *sweep net sampling* cobria un espai aproximat de 10 m de zona litoral. Abans de separar les mostres al laboratori, el material del litoral era tamisat utilitzant una malla d'1 mm. Els macroinvertebrats eren seleccionats al laboratori i guardats en etanol absolut per observar-los més tard sota un estereomicroscopi. Els individus recollits van ser classificats fins a una resolució taxonòmica de gènere, exceptuant el clade *Hydracarina*, la classe *Oligochaeta*, la subfamília *Ceratopogoninae* i la família *Chironomidae*. Per a aquest darrer grup, la resolució utilitzada fou el rang de tribu, amb l'excepció de les subfamílies *Orthocladiinae* i *Prodiamesinae*, que segons Wilson i Ruse (2005) no tenen acceptades actualment divisions en tribus, i la subfamília *Podominae*. Els individus eren identificats seguint la literatura disponible (Vergon i Bourgeois, 1993).

Macrozooplàncton

Els crustacis planctònics es van recol·lectar amb una xarxa tipus Hensen de 0,027 m^2 i 200 µm d'ull de malla. El mostreig es va fer a la zona més profunda integrant tres arrossegaments verticals. Les mostres es van conservar amb lugol. La determinació de les espècies de crustacis presents es va fer separant individus adults de cadascuna de les espècies, com a mínim un de cada sexe, a la lupa binocular. Posteriorment s'observaven els individus en estereomicroscopi, es disseccionaven per observar-ne les característiques i s'identificaven segons diversos autors: Dussart (1969), Einsle (1992) i Keifer (1978) per als copèpodes i Alonso (1996) per als cladòcers. Per obtenir l'abundància (*n*) es va disposar d'un mínim de 250 individus per alíquota o el total de la mostra, quan el material era escàs. El recompte es va fer amb un microscopi invertit.

Fitoplàncton i perífiton

Les mostres per estudiar el fitoplàncton es van recollir des del punt on l'estany era més profund, a una fondària d'1,5 vegades la fondària de visió del disc de Secchi, utilitzant un mostrejador de tipus UWITEC. En aquells estanys en què el disc de Secchi tocava fons, la mostra es va agafar entre 1 i 2 m per sobre el sediment. A partir d'aquesta mostra es filtrava un volum d'aigua conegut (entre 1,5 i 2 L) utilitzant una bomba de buit manual i filtres GF/F (47 mm de diàmetre). El filtre es guardava embolicat en paper de plata dins d'una nevera fins a arribar al laboratori, on es congelava.

Les mostres per estudiar el perífiton de sobre les pedres es van recollir de la part superior de 4-6 pedres per estany. Les pedres es recollien de diferents punts de la zona litoral de l'estany, a una fondària d'entre 0,5 i 1 m. El perífiton es desenganxava de les pedres amb un raspall i el material recollit (*c.* 100 mL) es posava dins d'un tub, que es guardava en fresc i en arribar al laboratori es congelava. La superfície raspallada s'estimava utilitzant un full de paper d'alumini on es dibuixava la superfície i, un cop al laboratori, l'àrea ocupada es pesava i el resultat es convertia en superfície utilitzant una funció de regressió entre la superfície del full d'alumini i el seu pes. El material congelat es liofilitzava abans d'analitzar-lo al laboratori.

La caracterització de la composició de cianobacteris i algues del plàncton i del perífiton es va fer mesurant la composició de pigments indicadors amb mètodes cromatogràfics.

Els pigments s'extreien de les mostres utilitzant acetona al 90 % i la mostra se sotmetia a sonicació durant 2 minuts. L'extracte obtingut amb aquest sistema es filtrava (0,1 µm) i, en el cas de les mostres de plàncton, es concentrava unes 17 vegades amb un TurboVap. Els pigments es van analitzar seguint el mètode descrit a Buchaca *et al.* (2016). La concentració de pigment s'expressava en nmols L^{-1} (fitoplàncton) o bé en nmols cm^{-2} (perífiton). Del total de pigments identificats se'n van seleccionar aquells que presentaven una afinitat taxonòmica més elevada.

Es va utilitzar el programa CHEMTAX (Mackey *et al.*, 1996) per estimar la proporció de Chl-a de cloròfits, crisòfits, diatomees, criptòfits, dinoflagel·lats i cianobacteris seguint la metodologia descrita a Buchaca (2009).

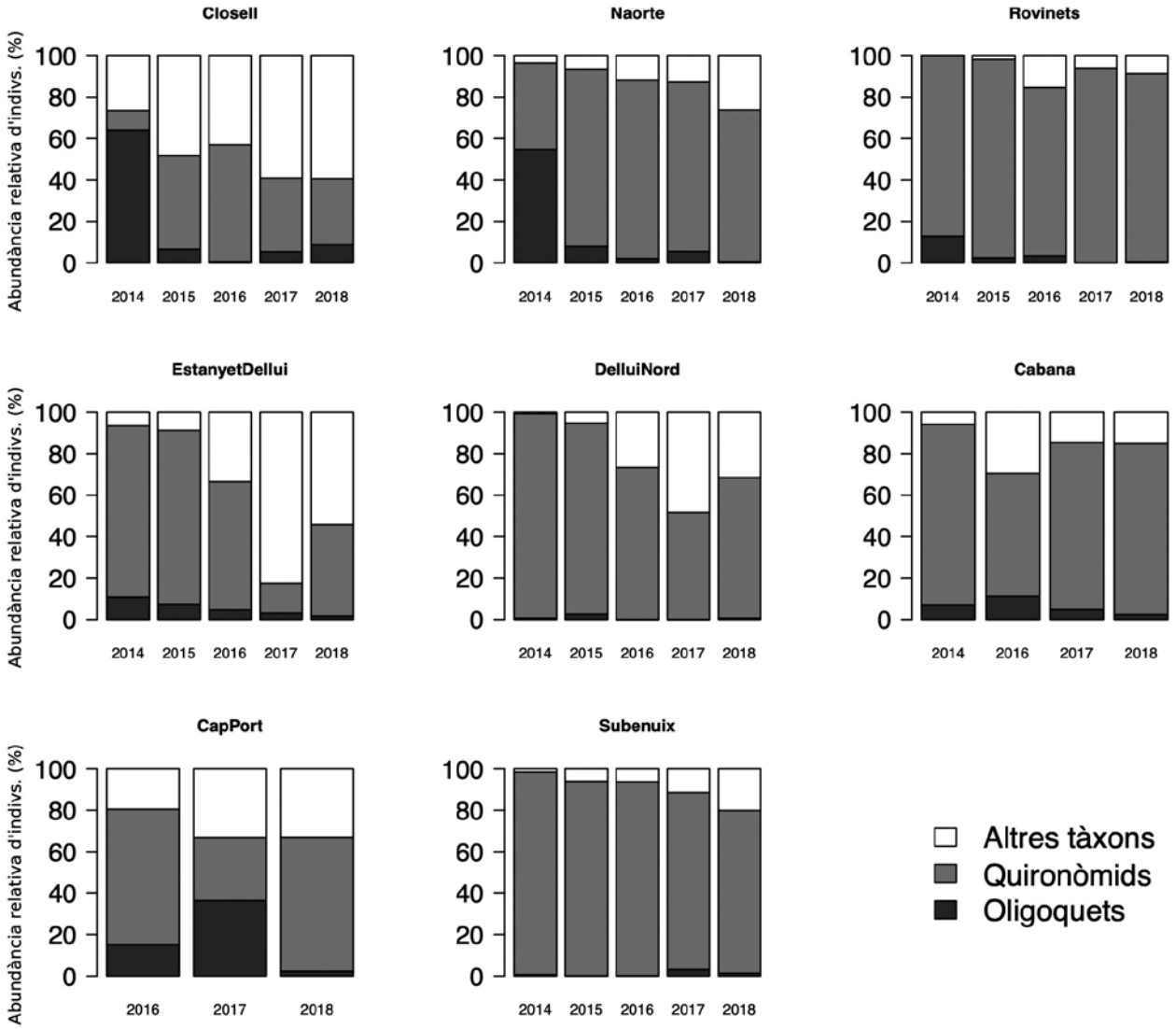
RESULTATS

Progrés de les captures als estanys objectiu

Les erradicacions als estanys del Parc Nacional van començar el mes de juny de 2015 en dos dels estanys de Dellui i en dos trams de riu del mateix sector, que tenien truita i barb roig. Durant el primer any es va aconseguir una reducció de l'estoc inicial superior al 90 % als estanys i de fins al 40 % als trams de riu. El 2016 es van pescar els últims exemplars de truita als estanys del circ de Dellui, mentre que als trams de riu el 2017 es va arribar a una reducció del 90 % de l'estoc inicial. En valors acumulats, a l'estany de Dellui del Mig es van capturar un total de 3.739 individus de *Phoxinus* sp., amb una biomassa total de 19 kg, i 431 individus de *S. trutta*, que representaven una biomassa total de 55,5 kg. A l'estany Nord de Dellui, el nombre de captures ascendia a 18.322 individus de *Phoxinus* sp. (53,9 kg de biomassa) i només set individus de *S. trutta* (3,4 kg de biomassa). En els trams de riu es van capturar un total de 1.295 individus de *S. trutta* de 22 kg acumulats de biomassa. El juny de 2016 es va començar a pescar a l'estany de Subenuix, on hi havia truita de rierol (*Salvelinus fontinalis*). A finals d'octubre del mateix any ja s'havia capturat prop d'un 90 % de l'estoc inicial. En valors acumulats, a Subenuix es van capturar 4.995 exemplars de *S. fontinalis*, equivalents a una biomassa total de 184,8 kg. La major part de les captures de 2017 van ser individus de talla petita o mitjana, la qual cosa suggereix que es van eliminar tots els exemplars adults reproductors en aquesta localitat. A l'estany del Cap del Port de

Peguera, on hi havia truita, es van començar a capturar individus l'agost de 2016 tant del mateix estany com d'un tram del riu efluent. A l'estany es van capturar un total de 1.608 exemplars de *S. trutta*, amb una biomassa total de 182,4 kg, mentre que als trams de riu es van capturar fins a 652 exemplars de *S. trutta* (4,8 kg de biomassa).

Finalment, el darrer estany *objectiu* del Parc Nacional on es va començar a pescar el 2017 va ser el de la Cabana, on hi havia truita irisada, de la qual es van capturar 521 exemplars, amb una biomassa total de 112,3 kg. Un aspecte que cal remarcar en el conjunt d'estanys del Parc Nacional són les diferències en la mida poblacional assolides en cada estany segons l'espècie. La truita de rierol sembla que pot assolir densitats entre 10 i 20 cops superiors a les de la truita comuna o la truita irisada. Al Parc Natural de l'Alt Pirineu, tots els estanys on s'ha actuat tenien barb roig i no tenien cap espècie de salmònid. Es va començar a actuar el 2013 a l'estany Closell, a l'estiu anterior a l'inici del projecte LIFE, com a prova pilot de viabilitat. En valors acumulats, a l'estany Closell s'han capturat 16.708 individus, equivalents a una biomassa de 46,4 kg. A Naorte, les actuacions hi van començar el 2015, i fins a la tardor de 2017 s'havien capturat un total de 85.388 individus, amb una biomassa acumulada de 219,3 kg. Finalment, a Rovinets les actuacions van començar el 2016 i fins a la tardor de 2017 s'havien capturat 5.680 individus, amb 20,9 kg de biomassa total. Les reduccions poblacionals han estat importants ja des de la primera intervenció. Podeu trobar una descripció completa dels resultats de les captures en el primer capítol d'aquest mateix volum.



▲ **Figura 1.** Evolució en el temps de l'abundància relativa de tres fraccions principals en les mostres de macroinvertebrats: oligoquets, quironòmids i la resta de grups.

RESPOSTA DELS ORGANISMES A LES ACTUACIONS D'ERRADICACIÓ

Macroinvertebrats del litoral

S'ha estudiat l'evolució en el temps de l'abundància relativa de tres fraccions principals en les mostres de macroinvertebrats: oligoquets, quironòmids i la resta de grups (figura 1). S'ha establert aquesta agrupació tenint en compte que tant els oligoquets com els membres de la família *Chironomidae*, en un sentit ampli, són organismes generalment estesos i abundants en els ambients aquàtics, alterats o no. Tanmateix, la categoria que inclou la resta d'organismes aquàtics engloba grups d'especial interès que tenen una menor abundància d'individus en les mostres, però que constitueixen una riquesa més gran d'espècies representades. A més a més, és aquesta darrera categoria d'organismes la que inclou la major part de grups considerats vulnerables a l'impacte dels peixos introduïts, pel fet de ser preses potencials.

En termes generals, s'observa un increment de la importància de la fracció que inclou els organismes no oligoquets ni quironòmids al llarg del temps (figura 1). En el moment en què la densitat de peixos es redueix suficientment als estanys on s'està pescant, l'abundància relativa d'aquesta fracció augmenta. Aquest canvi és especialment perceptible als estanys on hi ha barb roig, un depredador amb un impacte més gran sobre la comunitat.

La fracció que inclou els oligoquets tendeix a reduir la seva importància al llarg del temps, si bé el patró d'evolució d'aquesta fracció respecte a la de quironòmids és més erràtic i no està influït tan directament per la depredació per part dels peixos.

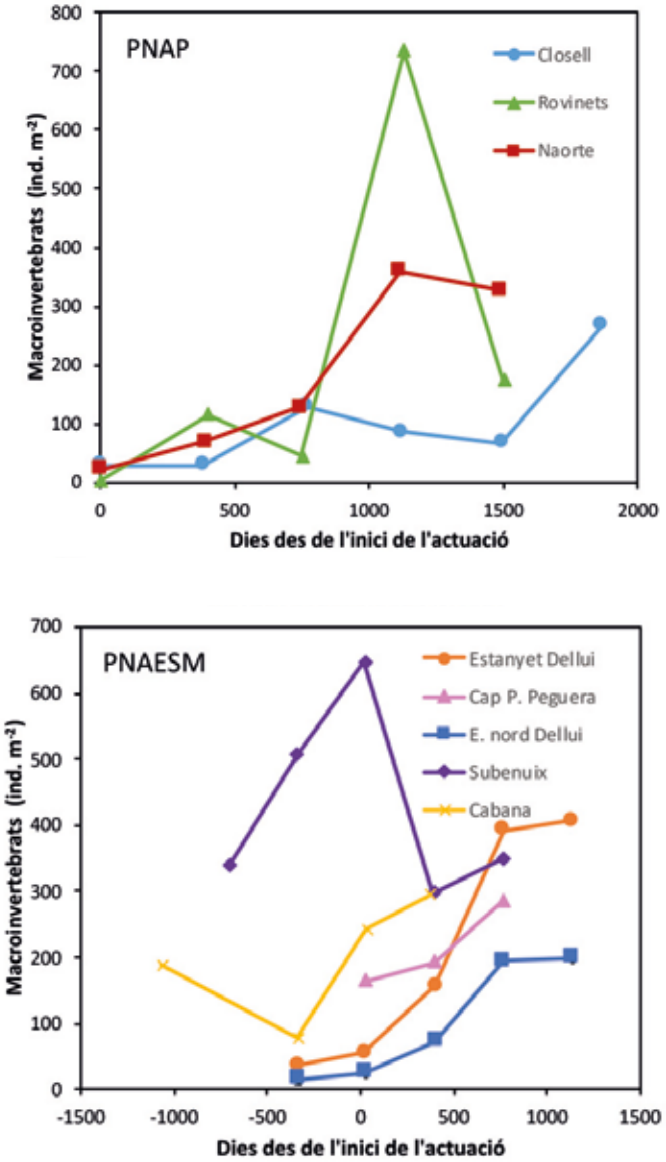
L'abundància absoluta d'individus augmenta també amb el temps des de l'inici de les actuacions (figura 2).

Aquest augment és en general rellevant i té una tendència exponencial en aquells estanys on hi havia hagut densitats elevades de barb roig a l'inici de la sèrie temporal. Alguns estanys presenten un canvi més acusat que d'altres en l'abundància absoluta després de diversos anys des de l'inici de la pesca. Aquest és el cas dels estanys de Naorte, estanyet Dellui del Mig, Nord de Dellui i Rovinets. Pel que fa a la riquesa de grups taxonòmics, s'observa un increment progressiu d'aquesta riquesa al llarg del temps, que clarament encara no s'ha estabilitzat per a alguns estanys com ara Nord de Dellui, Naorte i Rovinets (figura 3).

Aquest augment del nombre de tàxons és degut principalment a la captura de nous organismes vulnerables a la presència de peixos introduïts i que han colonitzat el sistema o han augmentat la seva abundància un cop ha disminuït la pressió de depredació sobre ells.

El canvi en la composició i l'estructura del conjunt de la comunitat de macroinvertebrats s'ha estudiat amb una anàlisi de coordenades principals sobre les dades d'abundància de tàxons. En l'anàlisi s'han exclòs els oligoquets i algunes subfamílies de quironòmids, perquè eren organismes generalment estesos i no vulnerables a la presència de peixos (figura 4).

Nimfa d'efemeròpter del gènere *Cloeon*.



▲ **Figura 2.** Abundància absoluta de macroinvertebrats (ind. m^{-2}) segons els dies des de l'inici de les actuacions.

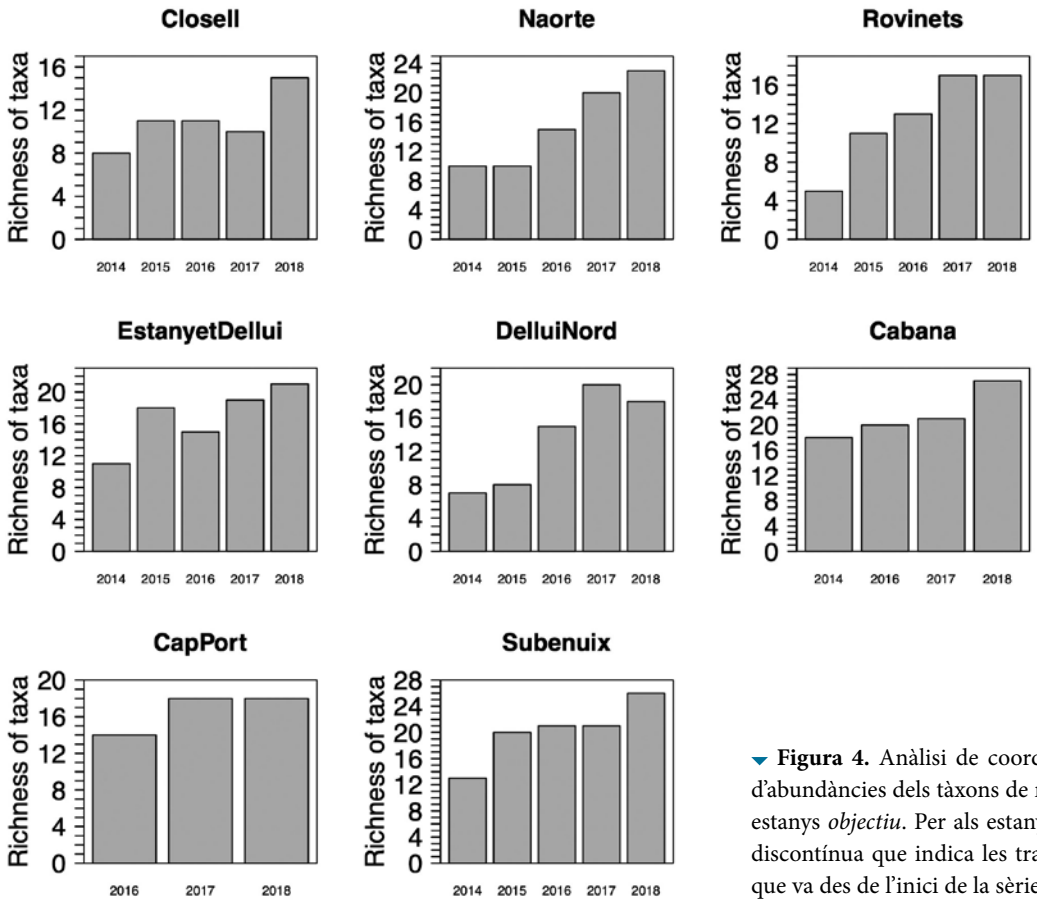
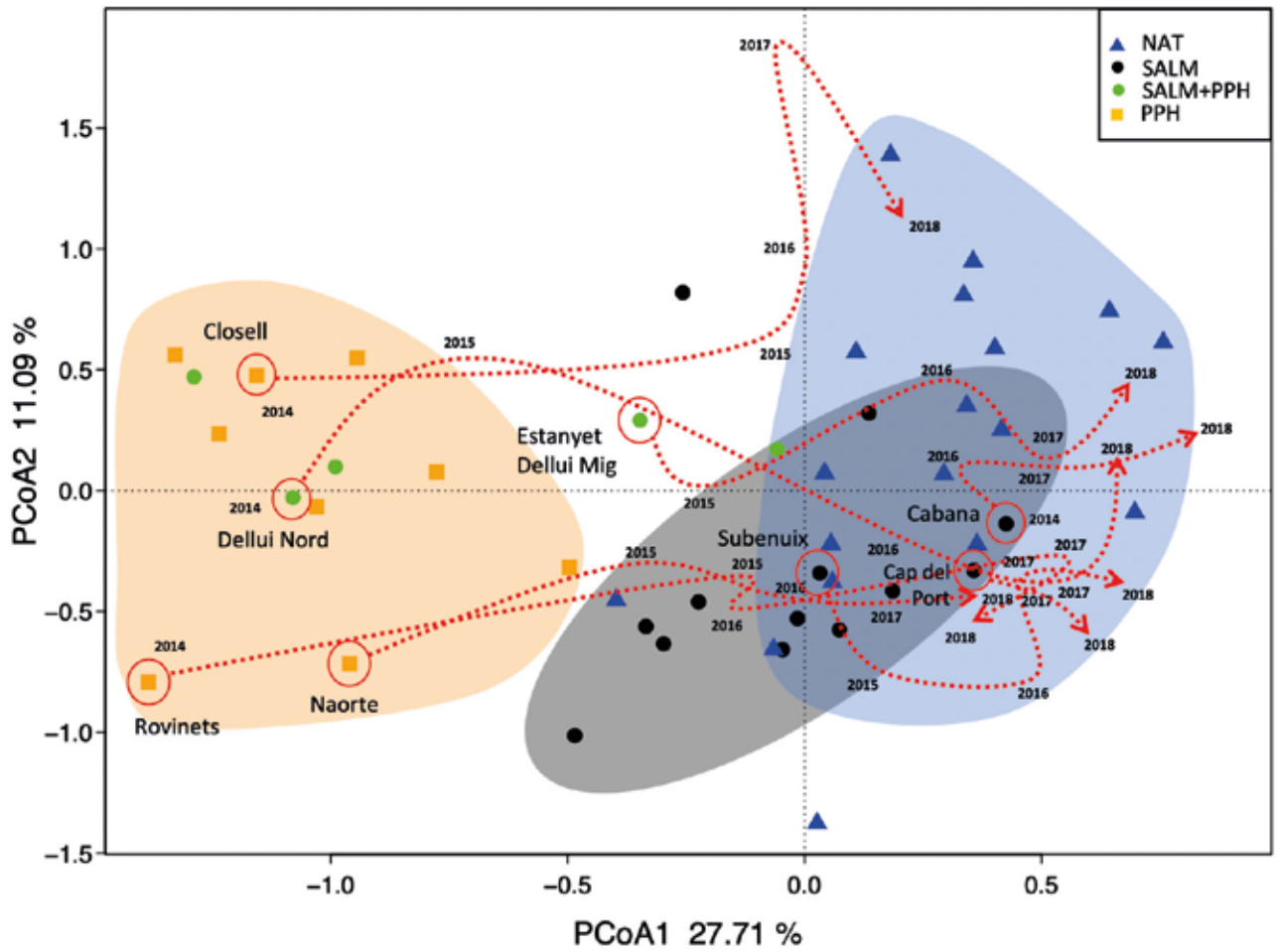


Figura 3. Evolució de la riquesa de grups taxonòmics al llarg del temps.

Figura 4. Anàlisi de coordenades principals sobre dades d'abundàncies dels tàxons de macroinvertebrats del litoral als estanys *objectiu*. Per als estanys *objectiu* s'ha inclòs una línia discontínua que indica les trajectòries de la sèrie de dades i que va des de l'inici de la sèrie temporal el 2014 fins a la dada de 2018.



Els estanys on hi havia barb roig, amb presència addicional de salmònids o sense, es concentren a la part esquerra del gràfic de la figura 4. Els estanys amb salmònids es distribueixen al llarg de l'eix horitzontal a la part inferior del gràfic. D'altra banda, els estanys sense peixos es distribueixen a l'extrem dret del gràfic. Per als estanys *objectiu* s'ha dibuixat una línia discontínua que uneix els punts de la sèrie temporal i que ens permet visualitzar la trajectòria que segueix cada estany objectiu al llarg del temps. Podem apreciar que, progressivament, els estanys es desplacen cap a la dreta del gràfic, cosa que indica que, a mesura que avancen les actuacions d'erradicació en aquests estanys, es van assemblant més als estanys naturals en termes de composició i abundància de tàxons. Novament s'observa que el desplaçament és més rellevant per a aquells estanys on hi havia barb roig, però també és evident on hi havia salmònids.

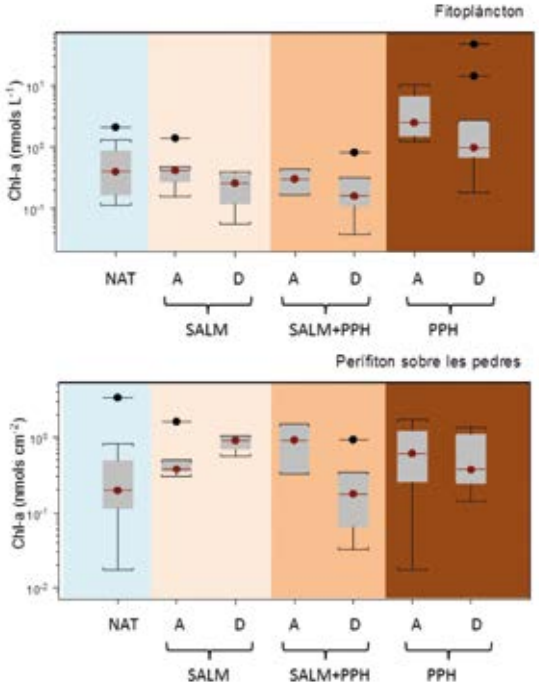
Macrozooplàncton

Les poblacions de crustacis són molt estacionals i presenten un màxim d'abundància que es pot produir tant a l'estiu com a la tardor, depenent de l'any o l'estany. La variabilitat interanual s'ha vist que és alta i, per aquesta raó, hem representat les dades tenint en compte els valors de la campanya d'estiu (juliol) i de la de tardor (setembre). Els valors representats a la figura 5 s'han obtingut calculant la mitjana d'aquestes dues dates i representant-ne el rang de variació.

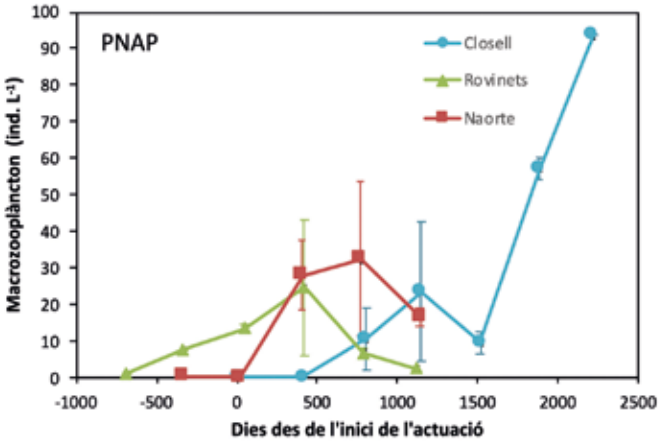
Un cop iniciades les actuacions, les abundàncies de crustacis augmenten als estanys on el barb roig havia estat l'única espècie present (Closell, Naorte i Rovinets). També sembla que comencen a respondre les poblacions de crustacis dels estanys amb salmònids (Subenuix i Cap del Port de Peguera). En canvi, els valors d'abundància de crustacis dels estanys on convivien salmònids i barb roig (estanys de Dellui) són més erràtics (figura 5).

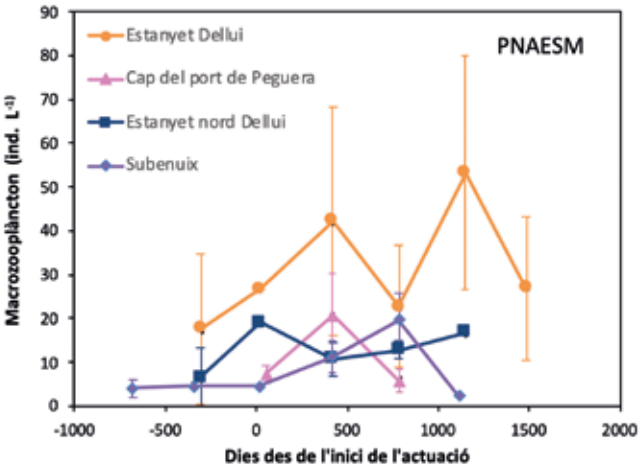
Biomassa i composició del fitoplàncton i el perífiton

La clorofil·la-a (Chl-a) de la columna d'aigua, utilitzada com a estimació de la biomassa fitoplanctònica, mostra una lleugera disminució després d'haver començat les actuacions (figura 6, gràfic superior).

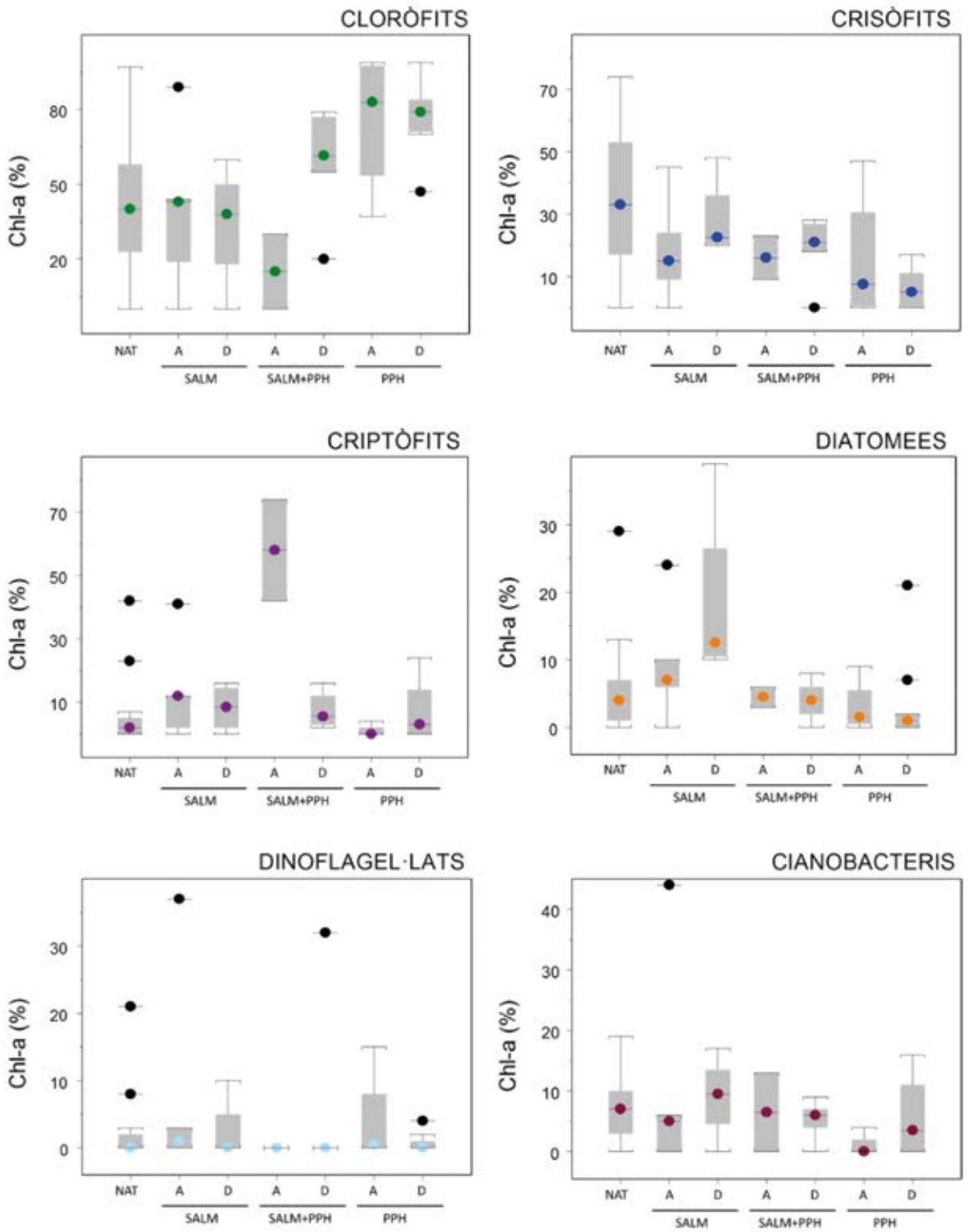


▲ **Figura 6.** Diagrames de caixa que mostren la distribució de freqüències de la clorofil·la-a de la columna d'aigua (gràfic superior) i de sobre les pedres del litoral (gràfic inferior) en els diferents escenaris per als estanys objectiu (NAT = estanys sense peixos; SALM = amb salmònids; SALM+PPH = amb salmònids i *Phoxinus* sp.; PPH = amb *Phoxinus* sp.). Les inicials A i D indiquen «abans de les actuacions» i «durant les actuacions». La línia vermella dins dels diagrames de caixa correspon a la mediana de les dades, i els límits de la caixa indiquen el 25è i el 75è percentils. Les línies que s'estenen des de la caixa per sobre i per sota indiquen el 90è i el 10è percentils. Els punts negres amb la línia horitzontal indiquen valors extrems.





▲ **Figura 5.** Abundància de macrozooplàncton (ind. L^{-1}) segons els dies des de l'inici de les actuacions. El valor representa la dada mitjana i el rang de valors (màxim i mínim) tenint en compte les dades d'estiu i tardor.



▲ **Figura 7.** Diagrames de caixa que mostren la distribució de freqüències del percentatge de Chl-a de cada grup algal i de cianobacteris en el fitoplàncton dels estanys objectiu i per als diferents escenaris. Abreviacions iguals que a la figura 6.

La disminució és més acusada als estanys on abans de començar les actuacions només hi havia barb roig, tot i que s'observa que la dispersió de les dades és gran. Pel que fa al perífiton de sobre les pedres, la dispersió de les dades també és gran, però la tendència és la mateixa que en el cas del fitoplàncton als estanys on abans d'actuar hi havia barb roig sol o acompanyat d'alguna espècie de salmònid (figura 6, gràfic inferior). En canvi, la Chl-a de sobre les pedres fins i tot augmenta després de les actuacions als estanys on hi havia hagut salmònids.

La composició del fitoplàncton es va estimar com la Chl-a de cada grup algal i de cianobacteris utilitzant l'algoritme del programa CHEMTAX.

Els resultats obtinguts situen els cloròfits i els crisòfits com a grups dominants en el conjunt d'estanys estudiats. En general, hi ha una contribució més gran de cloròfits als estanys amb barb roig, de crisòfits als naturals i de diatomees als estanys amb salmònids. No s'observen, però, patrons clars de l'efecte de les actuacions (figura 7). Pel que fa a la composició de productors primaris del perífiton de sobre les pedres, tampoc no s'observen patrons clars de l'efecte de les actuacions, tot i que es pot dir que, novament, les diatomees són més abundants als estanys amb salmònids i que els cianobacteris són més abundants en el perífiton de sobre les pedres dels estanys naturals (figura 8).

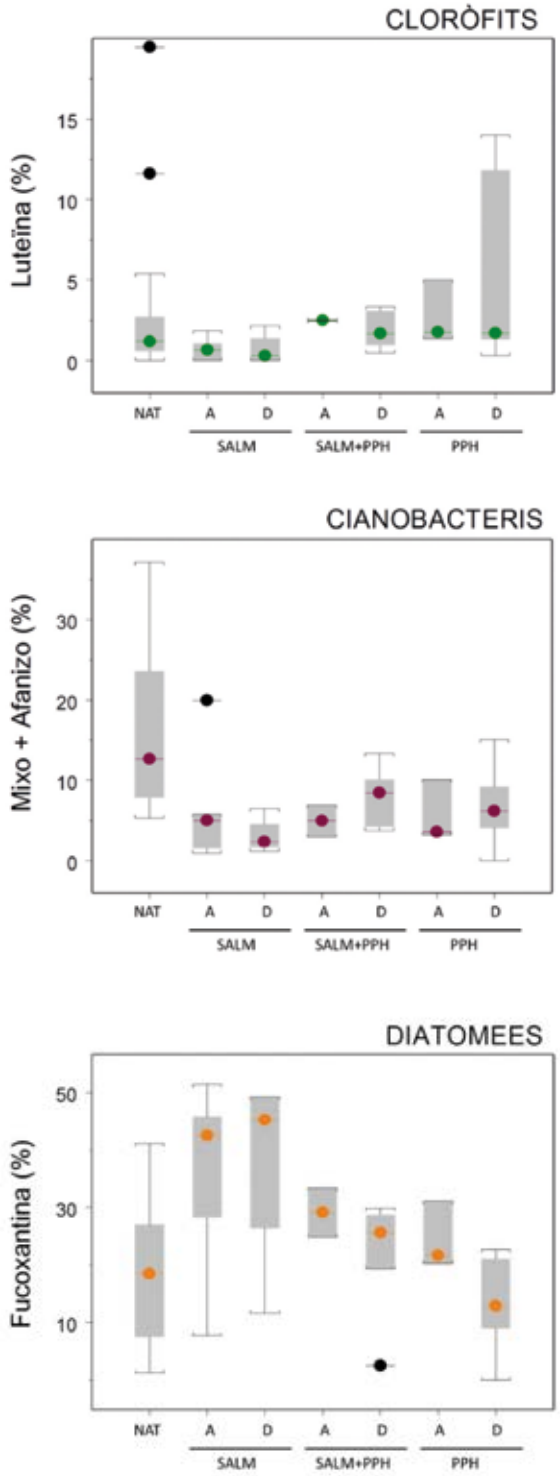


Figura 8. Diagrames de caixa que mostren la distribució de freqüències del percentatge de carotenoides marcadors de cloròfits (luteïna), diatomees (fucoxantina) i cianobacteris (mixoxantofil·la i afanizofil·la) al perífiton de sobre les pedres del litoral dels estanys objectiu i per als diferents escenaris. Abreviacions iguals que a la figura 6.

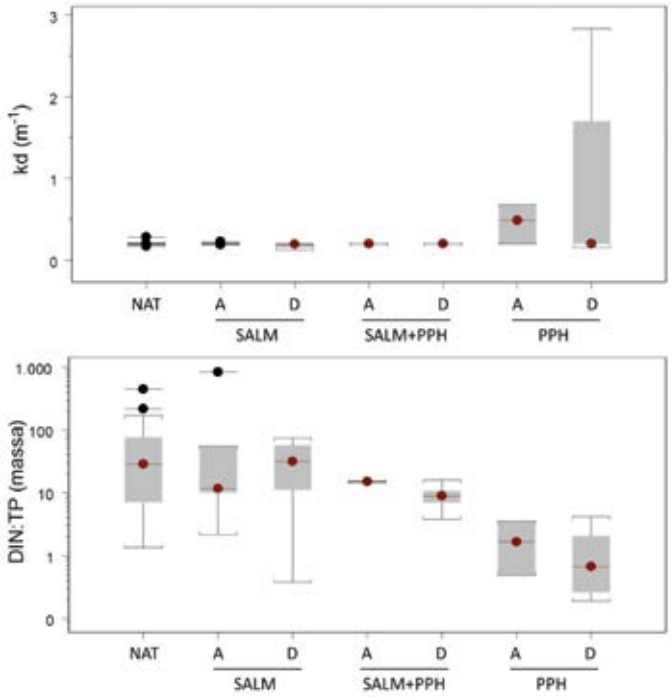


Figura 9. Diagrames de caixa que mostren la distribució de freqüències del coeficient d'extinció de la llum (Kd; m^{-1}) en el gràfic superior, i la relació de nitrogen inorgànic dissolt respecte a fòsfor total (DIN:TP) en el gràfic inferior als estanys objectiu per als diferents escenaris. Abreviacions iguals que a la figura 6.

PARÀMETRES FISICOQUÍMICS

La transparència de la columna d'aigua, representada pel coeficient d'extinció de la llum K_d, és en general alta (valors baixos de K_d) en tots els estanys, llevat d'aquells amb barb roig (figura 9). Als estanys on s'havia tret el barb roig s'hi observa una lleugera recuperació en la transparència de la columna d'aigua indicada per la disminució del coeficient d'extinció de la llum.

Pel que fa als nutrients, el quocient DIN:TP tant dels estanys naturals com dels estanys amb salmònids amb barb roig o sense pren valors d'entre 10 i 30. El mateix quocient en estanys amb barb roig té valors molt inferiors, entre 0,4 i 1,5. El quocient augmenta després d'haver començat les actuacions en estanys on hi havia hagut salmònids i, en canvi, disminueix allà on hi havia hagut barb roig sol o acompanyat de salmònids.

DISCUSSIÓ

Aquest treball és pioner a posar de manifest la recuperació de les comunitats d'estanys d'alta muntanya després que les densitats de ciprínids com el barb roig hagin disminuït. En el conjunt d'estanys on s'ha actuat, que inclouen estanys amb salmònids sols o acompanyats de barb roig i estanys només amb barb roig, la recuperació és més clara en general per a tots els indicadors mesurats als estanys on el barb roig hi havia estat present.

Aquesta recuperació més pronunciada és probable que vagi lligada a la degradació més gran en què es troben les comunitats dels estanys amb barb roig (Buchaca *et al.*, 2016).

El grup estudiat que presenta una resposta més clara a les actuacions són els macroinvertebrats del litoral, amb un increment progressiu de l'abundància i la riquesa de tàxons al llarg del temps, sense haver arribat encara a una estabilització. Aquest augment es produeix en tots els estanys, tant en els que tenien només salmònids com en els que tenien salmònids amb barb roig o barb roig sol. Després d'haver començat les actuacions, la composició de macroinvertebrats del litoral dels estanys objectiu convergeix progressivament amb la dels estanys naturals. Aquest resultat coincideix amb el que es va obtenir en altres estudis després d'haver practicat erradicacions de salmònids tant a les muntanyes Rocalloses d'Amèrica del Nord (Epanchin *et al.*, 2010; Knapp *et al.*, 2001; Pope *et al.*, 2009) com als Alps italians (Tiberti *et al.*, 2018). En aquests estudis, la recuperació de la composició taxonòmica i abundància de la comunitat d'organismes en general (amfibis, zooplàncton i macroinvertebrats bentònics) es produeix en un període de temps de 10-20 anys després que s'hagin erradicat els peixos (Knapp *et al.*, 2001), o fins i tot en un període de temps més curt, de només cinc anys (Tiberti *et al.*, 2018). S'han obtingut resultats similars en estudiar la recuperació de la fauna amfíbia dels mateixos estanys (Miró *et al.*, 2019, en aquest volum), cosa que indica que les espècies de mida més gran tenen més facilitat de recolonitzar l'ecosistema (Arribas *et al.*, 2012).

L'augment de biomassa i de la riquesa de tàxons de macroinvertebrats del litoral després d'haver començat les actuacions feia esperar una disminució de la biomassa del perífiton que creix sobre les pedres del litoral, per l'efecte de l'herbivorisme sobre el perífiton (Hillebrand i Kahlert, 2001; Ventura *et al.*, 2016). Aquesta disminució s'observa en tots els estanys on hi havia hagut barb roig, tot i que és més clara als estanys que havien tingut salmònids i barb roig (dos estanys objectiu del circ de Dellui). La menor resposta dels estanys que havien tingut barb roig com a única espècie es pot explicar per les particularitats de cada sistema, l'estat ecològic i la composició de la comunitat de partida de cadascun. En particular, a Rovinets, encara no hi han entrat capgrossos, sinó només tritons, els quals no tenen hàbits brostejadors (Miró *et al.*, 2019); a Naorte tampoc no han arribat capgrossos, i a Closell ja hi havia gripau comú (*Bufo spinosus*) abans de començar a actuar, però aquesta és una espècie que no queda afectada per la presència de peixos i, per tant, era difícil trobar canvis rellevants. D'altra banda, als estanys on abans de començar les actuacions hi havia salmònids com a única espècie íctica, la biomassa de perífiton és fins i tot més alta després d'haver començat les erradicacions. En dos d'aquests estanys que havien tingut salmònids (Cap del Port de Peguera i la Cabana), les erradicacions són encara molt recents (2016 i 2017) i en el tercer, Subenuix, la fauna brostejadora, tant d'insectes com d'amfibis, ha trigat molt a recuperar-se (Miró *et al.*, 2019, en aquest volum). Aquest retard en la recuperació a Subenuix probablement està relacionat amb l'espècie de salmònid que hi havia, la truita de rierol (*Salvelinus fontinalis*). Aquest salmònid assoleix densitats gairebé 10 vegades superiors que altres espècies de la mateixa família (Tiberti *et al.*, 2018). Per tant, no ha estat fins a finals de 2017 que les densitats de truita de rierol que quedaven a l'estany de Subenuix han estat prou reduïdes per no tenir efectes ecològics negatius. Tot plegat apunta que, en aquest cas, encara era aviat per trobar canvis més clars que repercutissin fins als productors primaris del perífiton.

La composició de productors primaris del perífiton de sobre les pedres tampoc no presenta patrons clars de l'efecte de les actuacions. Tanmateix, els resultats mostren un lleuger augment de la proporció de cianobacteris i una disminució de la de diatomees i cloròfits després d'haver començat les actuacions en estanys on hi havia hagut barb roig sol o acompanyat per salmònids. Caldrà seguir durant un període més extens l'evolució d'aquestes comunitats per poder constatar-ho. Si es confirmés aquesta tendència, la composició de la comunitat podria arribar a assemblar-se a la que trobem en el perífiton dels estanys naturals. Aquests canvis en la composició de grups algals són coherents amb els trobats experimentalment per diversos autors, que reporten una dominància de cianobacteris respecte als cloròfits i les diatomees en condicions de més pressió d'herbivorisme (Hillebrand i Kahlert, 2001).

El canvi en l'estructura i la biomassa de les comunitats d'organismes pelàgics i de la transparència de la columna d'aigua dels estanys objectiu només es produeix de manera marcada quan el barb roig havia estat l'única

espècie íctica a l'estany. En aquests casos (Closell, Naorte i Rovinets), l'eliminació del barb roig porta a un augment molt marcat en les abundàncies dels crustacis, una disminució en la biomassa del fitoplàncton i un increment de la transparència de la columna d'aigua. És probable que aquesta recuperació dels crustacis encara no sigui completa, tant pel que fa a la comunitat com a la biomassa. El cas més notable és el de l'estany Closell, on s'han produït oscil·lacions en la transparència de l'aigua estretament lligades a oscil·lacions de biomassa de crustacis del gènere *Daphnia*, talment com si s'estigués produint una alternança d'estats com els descrits en llacs poc profunds de la zona temperada amb característiques mesotròfiques-eutròfiques (Scheffer *et al.*, 1993). Els altres dos estanys amb barb roig, Naorte i Rovinets, han mostrat una tendència més marcada cap a una transparència més gran. Tanmateix, aquests canvis no sembla que repercuteixin en la composició fitoplanctònica.

Els resultats indiquen que els estanys objectiu estan en procés de recuperació de les comunitats d'organismes que els serien pròpies en condicions naturals. Ara bé, cal seguir durant un període més extens de temps l'evolució d'aquestes comunitats per poder acabar de constatar-ho.

La introducció de peixos en estanys d'alta muntanya és un tipus de pertorbació que s'ha produït durant segles sobre un territori molt ampli. L'erradicació dels peixos que hi havien estat introduïts ens permet estudiar la resistència i la resiliència del llac com a ecosistema enfront d'aquest tipus de pertorbacions i ens ofereix l'oportunitat de demostrar l'impacte que exerceixen els peixos sobre diferents variables biòtiques i abiòtiques d'aquests sistemes tan particulars.

AGRAÏMENTS

Volem agrair al personal tècnic del CEAB, Montserrat Soler i Jenny Caner, la seva ajuda al laboratori, com també donar les gràcies a Núria Cruset, Esperança Gacia, Jaume Piera, Carlos Rodero, Raul Bardaji, el personal de Sorello i tot el personal en formació que ha participat en les campanyes de camp. També hem d'agrair al personal dels parcs PNAESM i PNAP i al Cos d'Agents Rurals la seva col·laboració. Aquest estudi ha estat finançat pel projecte LimnoPirineus (LIFE+ 13 NAT/ES/001210).

BIBLIOGRAFIA

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. i 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. i 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 indicadors: estudi del senyal en estanys 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. i Ventura M. 2016. Efectes de la presència de diverses espècies de peixos invasors en els estanys d'alta muntanya In: *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. i Schindler D.E. 2001. Trophic cascades, nutrients, and lake productivity: whole-lake experiments. *Ecological Monographs* 71, 163-186.

De Mendoza G., Ventura M. i 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 Occidental, 2.* Boubée, Paris.

Einsle U. 1992. *Crustaceae: Copepoda: Calanoidea und Cyclopoida.* Gustav Fisher Verlag.

Epanchin P.N., Knapp R.A. i Lawler S.P. 2010. Non-native trout impact an alpine-nesting bird by altering aquatic insect subsidies. *Ecology* 91, 2406-2415.

Hillebrand H. i 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.

Keifer F. 1978. *Das zooplankton der binnengewässer.* E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stutgart.

Knapp R.A., Matthews K.R. i 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. i 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. i 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. i 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. i Ventura M. 2015. Evidence of exotic trout mediated minnow invasion in Pyrenean high mountain lakes. *Biological Invasions* 17, 791-803.

Miró A., Sabás I. i 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. i 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. i Knapp R.A. 2005. Nutrient recycling by fish versus zooplankton grazing as drivers f the trophic cascade in alpine lakes. *Limnology and Oceanography* 50, 2032-2042.

Scheffer M., Hosper S.H., Meijer M.L., Moss B. i Jeppesen E. 1993. Alternative equilibria in shallow lakes. *Trends in Ecology & Evolution* 8, 275-279.

Schindler D.E., Knapp R.A. i Leavitt P.R. 2001. Alteration of nutrient cycles and algal production resulting from fish introductions into mountain lakes. *Ecosystems* 4, 308-321.

Tiberti R. i 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. i 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. i 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. i 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. i 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. i Miró A. 2016. Alteracions en les comunitats epilítiques associades a les introduccions de peixos en estanys d'alta muntanya. In: *X Jornades sobre Recerca al PNAESM*, pp. 161-170. Generalitat de Catalunya. Department de Territori i Sostenibilitat., Espot.

Vergon J.P. i Bourgeois C. 1993. Diptères Chironomides (Larves aquatiques) Tome I: Caractères généraux - Sous-families et tribus. *Bulletin mensuel Societé 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. i 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, UK.

~ Cap del Port de Peguera ~

~ Granota roja (*Rana temporaria*) ~

RÀPIDA RECUPERACIÓ DE LES POBLACIONS D'AMFIBIS EN VUIT ESTANYS D'ALTA MUNTANYA LLIGADA A L'ERRADICACIÓ DE PEIXOS INTRODUÏTS

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) i Marc VENTURA (1)

1. Grup d'Ecologia Integrativa d'Aigües Continentals, Centre d'Estudis Avançats de Blanes (CEAB-CSIC). Carrer d'accés a la Cala St. Francesc, 14, 17300 Blanes, Catalunya, Espanya.
2. Scottish Natural Heritage, Great Glen House, Leachkin Road, Inverness IV3 8NW, Scotland, UK.
3. Centre for Ecology, Evolution and Environmental Changes (cE3c), Faculty of Sciences, University of Lisbon. Campo Grande, 1749-016 Lisboa, Portugal.
4. Sorelló, Estudis al Medi Aquàtic. Parc Científic de la UdG, 17003, Girona, Catalunya, Espanya.

RESUM

El projecte LIFE+ LimnoPirineus (2014-2019) té entre els seus objectius la recuperació de les poblacions d'amfibis en vuit estanys del Parc Nacional d'Aigüestortes i Estany de Sant Maurici i del Parc Natural de l'Alt Pirineu, mitjançant l'erradicació o el control de peixos introduïts. Durant els estius de 2014 a 2018, hem extret la pràctica totalitat dels peixos presents als estanys. Al llarg del període d'actuació, hem trobat que la majoria de les espècies d'amfibis autòctons presents en cada circ d'actuació han colonitzat de manera natural tots els estanys. Això mostra l'alta capacitat de recuperació de la fauna amfíbia dels estanys d'alta muntanya després de reduir o eliminar la pressió exercida pels peixos introduïts.

INTRODUCCIÓ

Les espècies d'amfibis que viuen als estanys d'alta muntanya dels Pirineus, com passa en molts altres ecosistemes aquàtics, formen part de diferents compartiments alimentaris i estan involucrades en complexes relacions tròfiques que les converteixen en espècies clau (Wells, 2007). D'una banda, els capgrossos són fonamentalment herbívors i brostegen les algues i els altres microorganismes (bacteris i arqueus, principalment) que creixen sobre les pedres o el sediment del llit dels estanys i, d'aquesta manera, en mantenen l'estructura i la funcionalitat natural (Altig *et al.*, 2007; Nyström *et al.*, 2001). Al mateix temps, els capgrossos representen una font d'aliment per a depredadors aquàtics naturals, com ara les larves i els adults d'escarabats, els adults de sabaters i de nedadors d'esquena, i els tritons adults (McDiarmid i Altig, 2000). D'altra banda, els amfibis adults formen part de l'esglaó dels superdepredadors dels estanys naturals. Es troben dalt de tot de la cadena tròfica i s'alimenten de diferents invertebrats, entre els quals hi ha els mateixos insectes depredadors dels capgrossos (Wells, 2007). Finalment, els amfibis en general són depredats per ocells, rèptils i mamífers terrestres que poden visitar més o menys freqüentment l'estany, la qual cosa suposa una font d'alimentació també per als ecosistemes circumdants (McDiarmid i Altig, 2000; Wells, 2007).

Tot i la seva importància ecològica, els amfibis dels estanys d'alta muntanya estan en declivi arreu del món a causa de diferents amenaces que redueixen o erradiquen poblacions senceres (Whittaker *et al.*, 2013). En aquest sentit, diversos estudis han mostrat l'efecte negatiu dels pesticides, les malalties infeccioses emergents i l'augment global de la temperatura (Bradford *et al.*, 2011; Maxwell i Knapp, 2018; Smith *et al.*, 2017). Tanmateix, l'amenaça més ben documentada en multitud de serralades, inclosa la dels Pirineus, és la presència de peixos introduïts o exòtics (Miró *et al.*, 2018; Ventura *et al.*, 2017).

Els estanys d'alta muntanya estan aïllats dels rius de la part baixa de les conques per barreres hidrogràfiques que impedeixen la colonització natural per part dels peixos (Pechlaner, 1984; Pister, 2001). Tot i això, sobretot durant els darrers segles i lligat a la pesca esportiva, s'hi ha dut a terme un procés global d'alliberament de peixos que ha implicat que estiguin presents en un bon nombre d'aquestes masses d'aigua a tot el món (e.g. Miró, 2011; Reissig *et al.*, 2006; Wiley, 2003). Als Pirineus, les introduccions s'han fet en èpoques històriques en alguns casos, però també en èpoques recents en molts d'altres, i han implicat la introducció de diferents espècies de truita o de barb roig en el 35 %-85 % dels estanys, depenent de la vall (Miró i Ventura, 2013;2015). L'impacte que causen els peixos introduïts als estanys rau en el fet que, en aquests ecosistemes, els peixos passen a constituir un esglaó alimentari superior que abans no existia. Els peixos (tant la truita com el barb roig) depreden directament sobre larves, juvenils i adults d'amfibis fins a eliminar-

los en la majoria dels casos (Knapp, 2005; Miró *et al.*, 2018; Tiberti i von Hardenberg, 2012), però també els perjudiquen indirectament esgotant les larves d'insectes i altres invertebrats que són preses comunes (Maxwell *et al.*, 2011).

Durant les darreres dècades, diferents projectes de conservació combinats amb estudis científics han mostrat que els impactes descrits es poden revertir (Knapp *et al.*, 2016). A la dècada de 1990 es va portar a terme la primera experiència d'erradicació de truites exòtiques en estanys d'alta muntanya, a Sierra Nevada, Califòrnia (Knapp i Matthews, 1998). Aquest estudi, juntament amb altres de posteriors a la mateixa àrea, han documentat l'eficàcia de les xarxes tipus tresmall per erradicar poblacions de truites als estanys d'alta muntanya i fomentar la recuperació de poblacions d'amfibis autòctons en un termini d'entre un i tres anys després de començar l'erradicació. En aquells casos, es va mostrar la recuperació de les poblacions d'una granota autòctona amenaçada a Sierra Nevada, la *Rana muscosa* (Knapp *et al.*, 2007; Vredenburg, 2004). Posteriorment, treballs més recents han demostrat la recuperació de dues altres espècies de granota, la *Rana cascadae* a les Klamath Mountains, al nord de Califòrnia, i la *Rana temporaria* als Alps italians, en un període d'entre dos i cinc anys després d'iniciar els projectes d'erradicació (Pope, 2008; Tiberti *et al.*, 2018). Els estudis esmentats també han documentat la dificultat que tenen alguns amfibis d'alta muntanya per colonitzar noves localitats, com ara la *R. muscosa*, que està condicionada per una distància màxima de dispersió d'1 quilòmetre (Pope *et al.*, 2001).

Les experiències recents de Califòrnia i els Alps demostren la ràpida recuperació d'una espècie de granota en cada cas, després d'erradicar les truites exòtiques. Tanmateix, les comunitats autòctones d'amfibis als estanys d'alta muntanya poden arribar a tenir fins a quatre o cinc espècies (Knapp, 2005; Miró *et al.*, 2018) i poden estar amenaçades pel barb roig a banda de per les truites (Miró i Ventura, 2015; Miró *et al.*, 2018). Per tant, és d'interès general estudiar fins a quin punt és possible recuperar la comunitat sencera d'amfibis d'un estany mitjançant l'erradicació de peixos introduïts, que poden incloure les truites, però també el barb roig. Respondre a aquests interrogants és especialment important per a la conservació dels amfibis d'alta muntanya, ja que es coneixen altres factors negatius addicionals que els perjudiquen i que afegeixen incertesa a les possibilitats de restauració. Estem parlant dels pesticides, les malalties infeccioses emergents i l'augment global de la temperatura (Bradford *et al.*, 2011; Maxwell i Knapp, 2018; Smith *et al.*, 2017).

L'objectiu principal d'aquest estudi ha estat investigar la recuperació de la comunitat d'amfibis de vuit estanys d'alta muntanya dels Pirineus després d'iniciar accions d'erradicació de la truita i el barb roig. Concretament, hem volgut respondre quatre preguntes específiques: (i) És possible la recuperació natural de la comunitat sencera d'amfibis a partir de l'erradicació dels peixos introduïts? (ii) Es pot assolir la recuperació en només uns pocs anys tal com sabem que passa amb espècies individuals d'anurs? (iii) Els individus i les espècies colonitzadores provindrien de localitats properes o allunyades? (iv) Hi hauria alguna diferència en la recuperació dels amfibis depenent de si els peixos introduïts presents a l'estany són truita o barb roig? Les conclusions de l'estudi poden ser útils per dissenyar, valorar i executar futurs projectes de conservació amb objectius similars.

MÈTODES

Àrea d'estudi

L'estudi l'hem dut a terme en els vuit estanys objectiu del projecte LIFE+ LimnoPirineus (2014-2019), on hem realitzat accions d'erradicació i control de truita i barb roig introduïts (Buchaca *et al.*, 2016). Els vuit estanys estan situats dins d'espais protegits inclosos en la Xarxa Natura 2000, cinc d'ells al Parc Nacional d'Aigüestortes i Estany de Sant Maurici (Dellui Mig, Dellui Nord, Subenuix, La Cabana i Cap del Port) i els altres tres al

Nom (codi)	Àrea protegida[a]	Màxima fondària (m)	Superfície (ha)	Altitud (msnm)	Espècies de peixos 2012[b]	Any d'inici erradicació de peixos	Espècies d'amfibis 2012[c]	Espècies d'amfibis 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

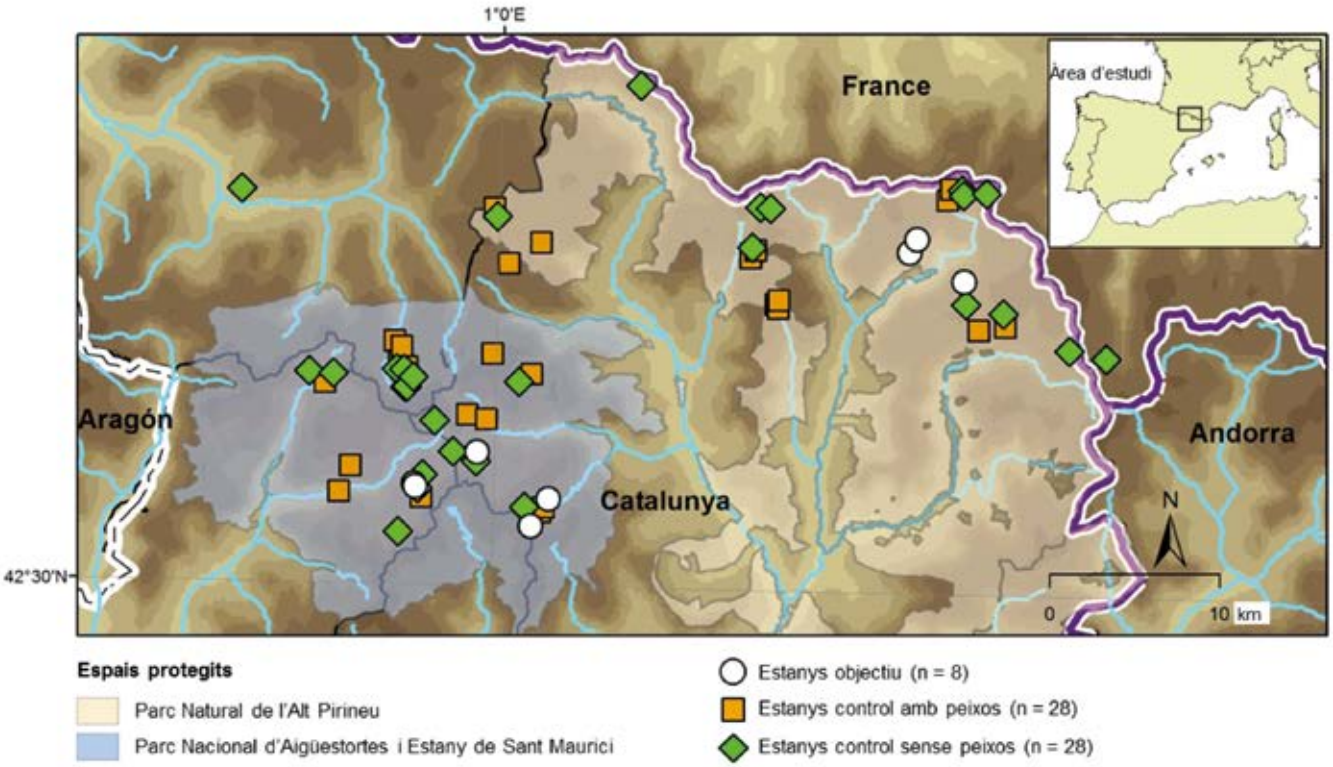
Parc Natural de l'Alt Pirineu (Closell, Naorte i Rovinets). A la taula 1 hem anotat les característiques topogràfiques dels vuit estanys i les espècies de peixos i amfibis presents. Per poder tenir dades comparatives de referència, vam escollir 56 estanys control situats a la mateixa àrea d'estudi que els estanys objectiu i amb característiques semblants (figura 1). La meitat dels estanys control tenien truita o barb roig o tots dos, i l'altra meitat no tenien peixos. Bona part dels estanys control coincidien amb els estanys control escollits pel programa de seguiment limnològic del projecte LIFE+ LimnoPirineus (Buchaca *et al.*, 2016), que vam complementar amb altres estanys amb presència d'espècies concretes d'amfibis. En tots els casos, coneixíem la presència o l'absència prèvia de les espècies d'amfibis per censos fets en estudis anteriors (Miró *et al.*, 2018).

Erradicació de peixos introduïts

A partir de l'any 2015, hem portat a terme, en els vuit estanys objectiu, les tasques d'erradicació de truita i barb roig introduïts previstes en el projecte LIFE+ LimnoPirineus. Tres dels estanys objectiu tenien només poblacions de barb roig, tres més tenien una espècie de truita cadascun i els dos darrers tenien els dos grups de peixos, barb roig i truita. Les espècies concretes presents a cada estany objectiu apareixen a la taula 1. Atès que al començament de les tasques d'erradicació es capturen la majoria dels peixos i es genera un gran volum de feina, els treballs d'extracció no es poden iniciar a tots els estanys al mateix temps. Per tant, vam posar-los en marxa el 2015 als primers estanys i, els anys següents, vam començar a treballar als altres de manera successiva. (Taula 1; Buchaca *et al.*, 2019). Excepcionalment, en el cas de l'estany Closell, les feines d'erradicació les vam iniciar l'any 2013, en el context d'un projecte experimental específic per avaluar les possibilitats i els mètodes més escaients per afrontar l'erradicació del barb roig en estanys d'alta muntanya.

Els mètodes utilitzats en les campanyes d'erradicació han estat tres: les xarxes tipus tresmall (llums de malla de 5 a 43 mm), la pesca elèctrica a la franja litoral i les tram-

Figura 1. Mapa de situació dels estanys objectiu i dels estanys control del pla de seguiment d'amfibis del projecte LIFE+ LimnoPirineus.



Taula 1. Característiques descriptives dels vuit estanys objectiu i espècies de peixos i amfibis presents.

a) PNAESM: Parc Nacional d'Aigüestortes i Estany de Sant Maurici. PNAP: Parc Natural de l'Alt Pirineu.

b) STR: Truita comuna (*Salmo trutta*). OMY: Truita irisada (*Oncorhynchus mykiss*). SFO: Truita de rierol (*Salvelinus fontinalis*). PPH: Barb roig (*Phoxinus* sp.).

c) Rtem: Granota roja (*Rana temporaria*). Bspi: Gripau comú (*Bufo spinosus*). Casp: Tritó pirinenc (*Calotriton asper*). Lhel: Tritó palmat (*Lissotriton helveticus*).

pes tipus barbol (llum de malla de 4 mm). Els dos primers mètodes ja havien estat provats prèviament en estanys d'alta muntanya de Califòrnia i dels Alps i en coneixíem l'eficàcia per a la captura de truites (Knapp i Matthews, 1998; Tiberti *et al.*, 2018). Les trampes tubulars tipus barbol, muntades gairebé submergides i recolzades sobre el llit rocós o fangós del litoral, havien estat força eficaces per capturar barbs roigs al projecte previ de l'estany Closell. La revisió i el buidatge de les xarxes i les trampes els hem anat fent amb freqüència diària a l'iniciar l'erradicació en cada estany i amb freqüència setmanal un cop han anat disminuint les captures. La pesca elèctrica a la franja litoral l'hem fet aproximadament un cop per setmana a cada estany on s'estava treballant.

Seguiment d'amfibis

Al mateix temps que progressàvem en l'erradicació de peixos, hem anat documentant els canvis en les poblacions d'amfibis dels estanys objectiu, tant pel que fa a presència com a abundància. Els censos que havíem fet en estudis previs havien mostrat la presència de cinc espècies d'amfibis a l'àrea d'estudi (Miró *et al.*, 2018). Tres eren anurs o amfibis sense cua: la granota roja (*Rana temporaria*), el gripau comú (*Bufo spinosus*) i el tòtil (*Alytes obstetricans*). Els altres dos eren urodels o amfibis amb cua: el tritó pirinenc (*Calotriton asper*) i el tritó palmat (*Lissotriton helveticus*). Aquestes són les cinc espècies d'amfibis que vam integrar en aquest estudi. Tanmateix, cal tenir present que una d'elles, el gripau comú, igual que les altres espècies del gènere *Bufo*, habitualment no es veu afectada negativament pels peixos introduïts (Knapp, 2005; Miró *et al.*, 2018), a causa de les toxines presents a la seva pell, tant a la fase larvària com a la fase adulta (Benard i Fordyce, 2003). Al començar els treballs d'erradicació de peixos, tan sols hi havia dos estanys objectiu que tenien amfibis: a l'estany Closell hi havia gripau comú i a l'estany de Rovinets tritó palmat (taula 1).

Les dades sobre presència i abundància d'amfibis als vuit estanys objectiu les hem obtingut de dues fonts d'informació diferents: (i) les captures de fauna acompanyant durant els treballs d'erradicació de peixos, i (ii) els censos específics d'amfibis. Pel que fa a la primera font d'informació, durant la realització dels treballs d'erradicació de truita i barb roig introduïts, un cop les densitats de peixos s'havien reduït considerablement, hem anat capturant exemplars adults i larves d'amfibis que ens han permès documentar ràpidament els esdeveniments de colonització. Les captures les hem trobat sobretot a les trampes tipus barbol instal·lades al litoral dels estanys i no han representat cap perjudici per als amfibis capturats, que eren alliberats altre cop a l'estany una vegada censats i mesurats.

Pel que fa a la segona font de dades, hem fet censos anuals d'amfibis en els vuit estanys objectiu, durant els estius dels anys 2012 fins al 2018, per detectar i quantificar les abundàncies de les diferents espècies. Els censos als estanys control els hem fet repartits durant el mateix període d'estudi (2012-2018), visitant-los una vegada cadascun tot seguint el calendari preestablert de seguiment limnològic del projecte LIFE+ LimnoPirineus (Buchaca *et al.*, 2016; Buchaca *et al.*, 2019).

La metodologia que hem aplicat als censos d'amfibis ha estat l'encontre visual (Crump i Scott Jr., 1994). Preferentment durant les hores de més insolació, hem caminat per tot el litoral de l'estany cercant visualment els adults i les larves d'amfibis, dels quals n'hem estimat l'abundància per metre lineal de litoral. En el cas del tritó pirinenc, atès que aquesta espècie és activa bàsicament a les hores de foscor, hem realitzat censos addicionals nocturns. Els censos nocturns els hem fet també cercant els amfibis per encontre visual mentre il·luminàvem el litoral de l'estany amb llanternes frontals, tal com marca el protocol britànic especialitzat en aquesta tasca (ARG-UK, 2013). En el cas del tritó palmat, atès que aquests animals són força actius a la columna d'aigua, on naden freqüentment per alimentar-se, hem utilitzat les captures a les trampes tipus barbol. En tots els casos, per a cada espècie, hem aplicat la mateixa metodologia de cens a tots els estanys estudiats. Les diferències d'abundància relacionades amb els mètodes específics i amb les diverses estratègies de reproducció pel que fa a la mida i el nombre de larves produïdes les hem homogeneïtzat reescalant les abundàncies per espècies (vegeu l'explicació detallada als paràgrafs següents).

Anàlisi estadística

Hem dut a terme diferents anàlisis estadístiques específiques per respondre a cadascuna de les quatre preguntes que hem exposat al final de la introducció. Prèviament, per poder copsar correctament els canvis temporals que han tingut lloc als vuit estanys objectiu, hem estandarditzat totes les dades en funció de l'any en què havíem començat les tasques d'erradicació de peixos. D'aquesta manera, per a cada estany objectiu, hem assignat el valor -1 a l'any anterior a l'inici dels treballs d'erradicació, el valor 0 a l'any en què hem iniciat les tasques d'erradicació, i els valors +1, +2, +3, +4 i +5 als anys següents successius. Els anys estandarditzats +4 i +5 no els hem inclòs en totes les anàlisis estadístiques, ja que, en aquests dos anys, només hi tenim l'estany Closell.

L'abundància de peixos extrets l'hem calculat a partir de les captures de truites a les xarxes i de barb roig a les trampes barbol. Les dades les hem transformat totes en captures per unitat d'esforç (CPUE). Concretament, en el cas de les truites, les hem transformat en «individus / hm de xarxa × dia», i en el cas dels barbs roigs en «individus / trampa × dia». Per a l'abundància de barb roig, tenim dades fins a l'any estandarditzat +5, mentre que per a les truites en tenim fins a l'any +3.

La recuperació de la comunitat d'amfibis als estanys objectiu i el termini en què es podia assolir els hem quantificat al mateix temps i utilitzant dos mètodes diferents. D'una banda, hem calculat la riquesa específica de cada estany i, de l'altra, l'abundància de les diferents espècies que hem trobat. Llavors hem comparat les dades dels estanys objectiu per als diferents anys estandarditzats (del -1 al +3) amb els dos grups d'estanys control, amb peixos i sense peixos, mitjançant un test d'homogeneïtat de grups no paramètric Kruscal-Wallis (Hollander *et al.*, 2014).

El grau de proximitat de les poblacions colonitzadores l'hem investigat construint una taula de contingència amb totes les espècies d'amfibis estudiades i que són potencials colonitzadores dels estanys objectiu. Això ens dona un total de 38 colonitzacions potencials: 5 espècies × 8 estanys objectiu, però excloent els dos casos d'amfibis presents als estanys objectiu a l'inici de les tasques d'erradicació. Llavors hem aplicat un test Chi quadrat (Agresti, 2007) als factors «esdeveniment de colonització durant tot el període estudiat (sí/no)» i «presència de l'espècie a la mateixa vall de cada estany objectiu (sí/no)».

Addicionalment, hem investigat la importància de les colonitzacions properes calculant la correlació de Mantel (Legendre i Legendre, 2012) per als diversos anys estandarditzats per separat (del -1 al +2), entre la matriu de distàncies geogràfiques per als estanys objectiu i la matriu de distàncies extreta de les seves comunitats d'amfibis. La matriu de distàncies de les comunitats d'amfibis l'hem construït calculant les distàncies euclidianes entre estanys a partir de les taules d'abundàncies de les espècies, per a cada any estandarditzat. Prèviament i per tal de reduir la diferència de rang de les abundàncies i equilibrar el pes de les diferents espècies, hem transformat les abundàncies al seu logaritme +1, i les hem reescalat entre 0 i 1 per a cada espècie separadament (Legendre i Legendre, 2012). Finalment, abans de calcular la distància euclidiana entre les comunitats dels estanys, hem normalitzat les abundàncies d'amfibis mitjançant la transformació de Hellinger (Legendre i Gallagher, 2001). Per poder tenir com a referència els valors amb absència d'amfibis, hem mantingut també les localitats sense cap espècie dins de les matrius de dades. Els tests de Mantel els hem aplicat utilitzant la correlació de Pearson i 9.999 permutacions (Legendre i Legendre, 2012).

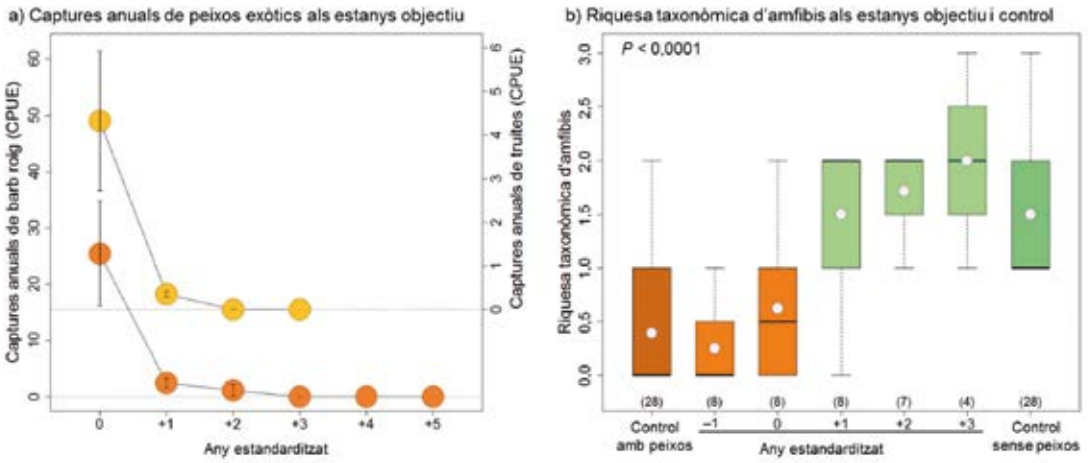
La possibilitat que el tipus de peixos introduïts presents a cada estany objectiu (truita o barb roig) pugui tenir alguna influència sobre la recuperació de la comunitat d'amfibis l'hem investigat mitjançant una anàlisi multivariant permutacional de la variància (PERMANOVA, Anderson i Gorley, 2008). L'anàlisi l'hem aplicat sobre la mateixa matriu de distàncies euclidianes basada en la comunitat d'amfibis i explicada al paràgraf anterior. En aquest cas, per evitar correlacions casuals, hem unificat les dues espècies de tritons estudiades (*C. asper* i *L. helveticus*) en un sol tàxon, anomenat tritons, ja que la seva distribució en les valls dels estanys objectiu era, bàsicament, discordant i concordant respectivament, amb la presència/absència de barb roig (Miró *et al.*, 2018). D'aquesta manera, hem pogut testar la relació de la comunitat d'amfibis, en cada any estandarditzat (del -1 al +2), amb els dos factors «presència de truites a l'estany (sí/no)» o «presència de barb roig a l'estany (sí/no)».

Finalment, per poder preveure possibles biaixos en les anàlisis PERMANOVA, hem testat l'homogeneïtat de la variància multivariant de les dades d'amfibis per a les dues categories (sí/no) dels factors «presència de truita» i «presència de barb roig» per als anys estandarditzats del -1 al +2. Això ho hem avaluat aplicant una ANOVA per testar les diferències entre les distàncies dels membres de cada categoria fins al centroide (mediana espacial) en un espai de coordenades principals (PCoA; Anderson, 2006).

Les anàlisis estadístiques les hem fet amb el programa R, utilitzant les funcions bàsiques (R Core Team, 2018) i el paquet *vegan* (Oksanen *et al.*, 2018), excepte l'anàlisi PERMANOVA, que l'hem dut a terme amb el programa PERMANOVA+ per PRIMER (Anderson i Gorley, 2008). El nivell de significació que hem adoptat per a totes les anàlisis ha estat α= 0,05.

RESULTATS

Les accions d'erradicació de peixos introduïts van permetre capturar-ne la major part durant l'any en què es van



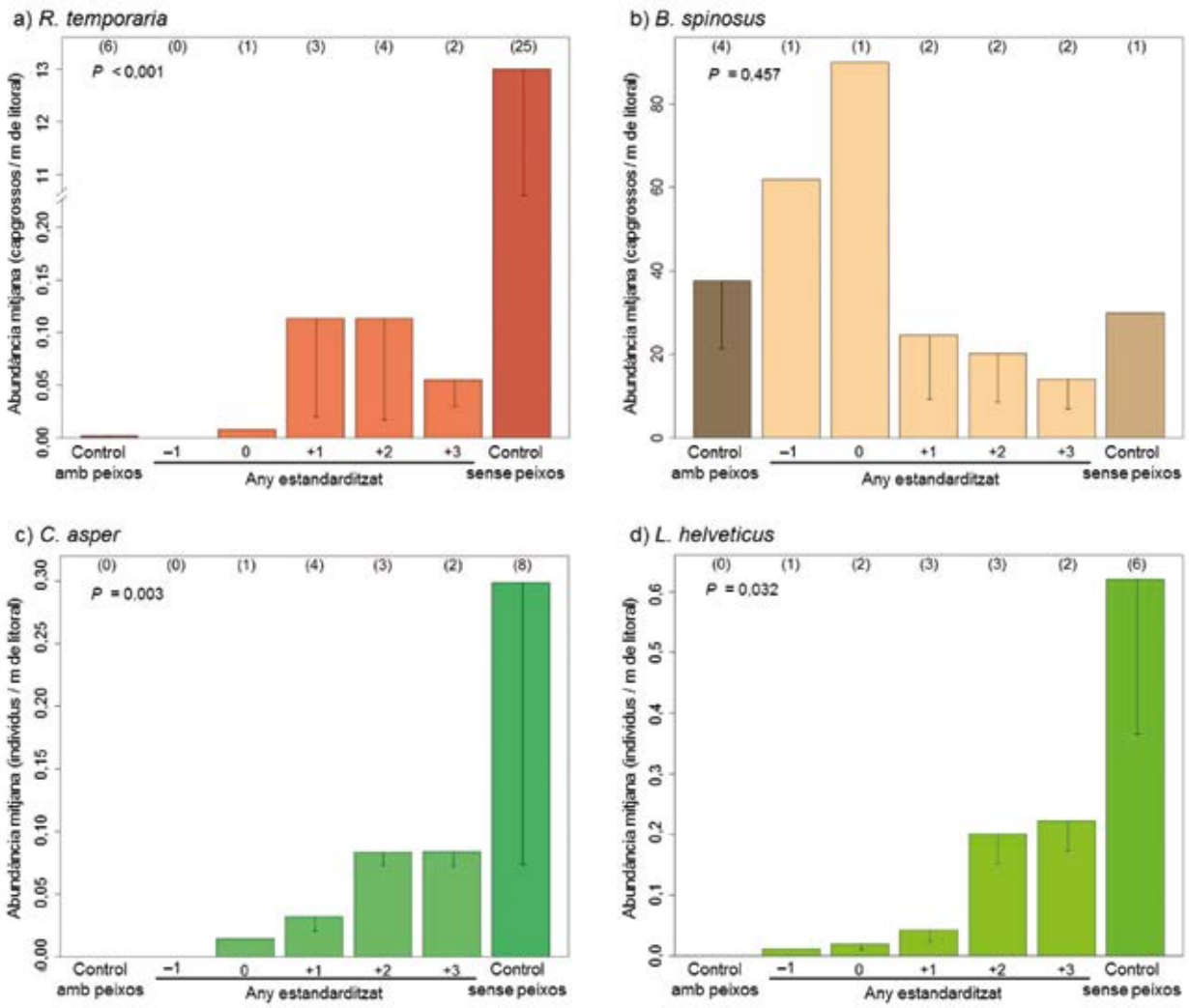
▲ **Figura 2.** Mitjana i ±SE de captures anuals per unitat d'esforç (CPUE, individus / trampa × dia per a barb roig i individus / hm de xarxa × dia per a truita) de peixos introduïts (a), i *boxplots* que mostren la riquesa taxonòmica d'espècies d'amfibis per anys estandarditzats als vuit estanys objectiu (b). Als extrems de la gràfica b hem afegit la riquesa específica d'amfibis en els estanys control amb peixos i sense peixos. A la part inferior de la gràfica es pot veure el nombre d'estanys inclosos en cada categoria i a la part superior el *p*-valor del test Kruscal-Wallis d'homogeneïtat entre totes les categories. Els *boxplots* de color marró han mostrat diferències significatives respecte dels de color verd en el test post-hoc. El punt blanc als *boxplots* indica la mitjana aritmètica.

posar en marxa (any estandarditzat 0), i es van assolir valors de zero captures, o molt propers, dos anys després d'iniciar-se els treballs en el cas de la truita i tres anys després en el cas del barb roig (anys estandarditzats +2 i +3, respectivament; figura 2a). L'estiu de 2018, el darrer que va aportar dades per a aquest estudi, ja no vam capturar truites en tres dels estanys objectiu, Subenuix i Dellui Mig i Dellui Nord. Per a la resta, vam obtenir reduccions en les poblacions de més del 98 %.

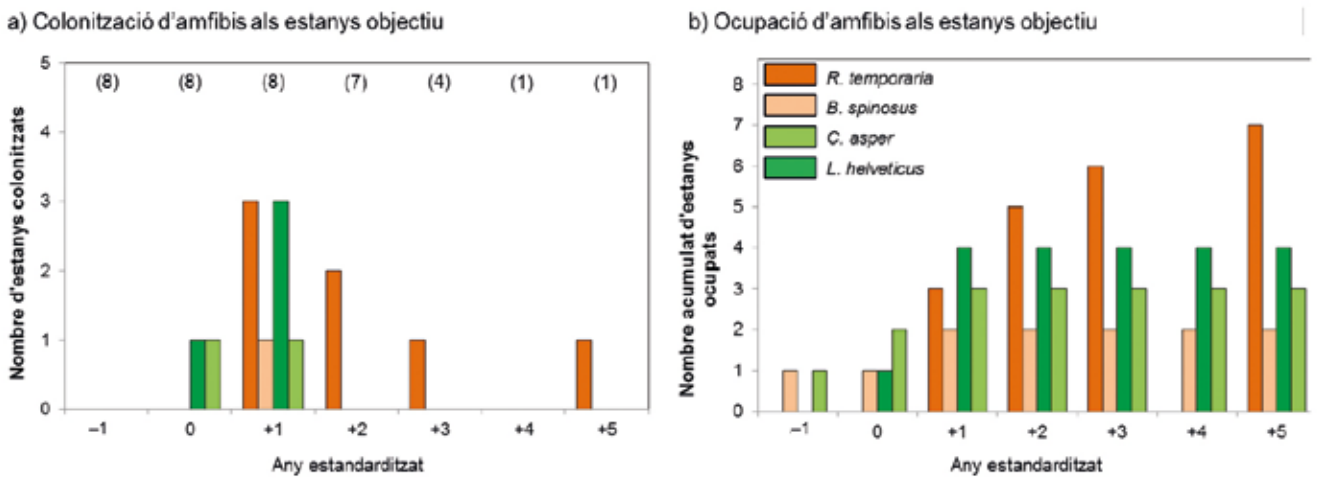
La comunitat d'amfibis dels vuit estanys objectiu va respondre ràpidament a la disminució de les poblacions de peixos introduïts. La riquesa específica es va recuperar fins a equiparar-se als nivells dels estanys control sense peixos, només un any després d'haver iniciat les tasques d'erradicació (any estandarditzat +1; figura 2b). En canvi, les abundàncies de les diferents espècies que són sensibles a la presència de peixos (granota roja i tritons pirinenc i palmat) no van assolir les abundàncies naturals de referència en tot el període d'estudi (figura 3). Especialment en el cas de la granota roja, les abundàncies dels estanys objectiu a l'any estandarditzat +2 eren un ordre inferior a les dels estanys control sense peixos (figura 3a).

Les poblacions properes que romanien refugiades a les diferents valls han estat crucials per propiciar la ràpida recuperació de la comunitat d'amfibis. Dels 38 episodis potencials de colonització que es podien produir als vuit estanys objectiu, n'hem documentat 14, dos d'ells durant l'any en què es van començar les tasques d'erradicació i vuit durant l'any següent (taula 1 i figura 4a). En tots els casos, les colonitzacions han estat d'espècies presents a la mateixa vall de l'estany objectiu (Chi quadrat= 19,95, p valor <0,0001). Sis colonitzacions potencials d'espècies que es trobaven a la mateixa vall no s'han produït encara. Igualment, durant el període d'estudi, no s'ha produït cap de les 18 colonitzacions potencials que afectarien espècies que no es trobaven a la mateixa vall.

Les colonitzacions protagonitzades per les dues espècies de tritons han estat les més primerenques i s'han pro-



▲ **Figura 3.** Abundància i SE per anys estandarditzats de les espècies d'amfibis trobades als vuit estanys objectiu, *Rana temporaria* (a), *Bufo spinosus* (b), *Calotriton asper* (c) i *Lissotriton helveticus* (d). Als extrems de cada gràfica hem afegit l'abundància i l'error estàndard dels estanys control, amb peixos i sense peixos. A la part superior de la gràfica es pot veure el nombre d'estanys inclosos en cada categoria i el *p*-valor del test Kruscal-Wallis d'homogeneïtat entre totes les categories. Els segments SE indiquen només el valor negatiu.



▲ **Figura 4.** Esdeveniments de colonització (a) i presència acumulada (b) d'espècies d'amfibis als vuit estanys objectiu. A la part superior del gràfic (a) s'indica el nombre d'estanys recollit dins de cada any estandarditzat. El codi de color per a cada espècie es mostra a la llegenda de la gràfica (b).

duït totes al mateix any o al següent després de començar les tasques d'erradicació (anys estandarditzats 0 i +1 respectivament; taula 1 i figura 4a). En canvi, la granota roja presenta un patró de colonització més lent però més perllongat, ja que, a banda de protagonitzar colonitzacions des de l'any després de començar les accions d'erradicació, va seguir colonitzant durant la resta d'anys fins a arribar a establir-se en set dels vuit estanys objectiu (figures 4a i 4b). L'alt ritme de colonitzacions i d'establiment de les noves poblacions ha fet que, a l'estiu de l'any 2018, ja hi haguessin amfibis als vuit estanys objectiu, amb presència, en conjunt, de quatre de les cinc espècies que potencialment podien arribar-hi (figura 4b).

Els tests de Mantel van confirmar la importància de les localitats properes per explicar la composició de les comunitats d'amfibis dels estanys objectiu. Aquesta anàlisi va il·lustrar que, l'any anterior a l'inici de les tasques d'erradicació, les comunitats d'amfibis no mostraven correlació amb les distàncies geogràfiques entre estanys (Mantel r= 0,354 i p-valor= 0,071, any estandarditzat -1). En canvi, l'any en què es van començar les accions d'erradicació i els següents, les comunitats d'amfibis mostraven correlació positiva amb les distàncies geogràfiques, la qual cosa posa de relleu que els estanys més propers s'assemblaven més entre ells que amb els més allunyats (Mantel r= 0,454 i p-valor= 0,012 per a l'any estandarditzat 0, Mantel r= 0,644 i p-valor= 0,004 per a l'any +1, i Mantel r= 0,617 i p-valor= 0,043 per a l'any +2).

No hem trobat diferències en la recuperació de la comunitat d'amfibis dels estanys objectiu en funció que tinguessin diferents tipus de peixos introduïts, ja fossin truites o barb roig. Les anàlisis PERMANOVA van mostrar que els dos factors «presència de truita (sí/no)» o «presència de barb roig (sí/no)» no eren significatius per explicar la composició i l'abundància de la comunitat d'amfibis per als diferents anys estudiats, des de l'any anterior a començar els treballs d'erradicació fins a dos anys després d'iniciar-los. Els p-valors obtinguts pels factors presència de truita i de barb roig van ser, respectivament: 0,440 i 1 per a l'any estandarditzat -1; 0,640 i 0,637 per a l'any 0; 0,517 i 0,600 per a l'any +1, i 0,540 i 0,616 per a l'any +2. La interacció entre els dos factors també va resultar no significativa (p-valor =0,404) l'únic any que hi va haver dades suficients per analitzar-la (any estandarditzat +2).

Les anàlisis PERMANOVA anteriors van resultar no significatives, tot i que, en alguns casos, no hi havia homogeneïtat de variància multivariant en les dades d'amfibis per a les dues categories (sí/no) dels factors «presència de truita» o «presència de barb roig». Els p-valors obtinguts en l'anàlisi d'homogeneïtat de variància multivariant per als dos factors van ser, respectivament: 0,002 i 0,266 per a l'any estandarditzat -1; 0,073 i 0,004 per a l'any 0; 0,974 i 0,475 per a l'any +1, i 0,951 i 0,332 per a l'any +2.

DISCUSSIÓ

Les dades que hem recollit ens han permès respondre a totes les preguntes que ens havíem plantejat. (i) La recuperació de la comunitat d'amfibis sencera es pot assolir en estanys d'alta muntanya portant a terme accions d'erradicació dels peixos introduïts. (ii) La recuperació de la riquesa específica s'assoleix l'any següent de començar les accions d'erradicació. La recuperació de les abundàncies de les diferents espècies necessita un període de temps més llarg que el que hem tingut en aquest estudi. (iii) Les poblacions refugi properes són crucials per a la restauració, ja que totes les 14 colonitzacions d'amfibis documentades provenen de poblacions situades a la mateixa vall que l'estany objectiu receptor. (iv) Les dades de què disposem no mostren cap influència del tipus de peix introduït present a l'estany objectiu (truita o barb roig) en la recuperació de la comunitat d'amfibis.

Les dades mostren que les poblacions d'amfibis s'han anat recuperant pels seus propis mitjans, fins als nivells de riquesa específica dels estanys naturals de referència, a

mesura que hem anat progressant en els treballs d'erradicació de peixos. Aquest fet ens demostra l'alta capacitat de recuperació (resiliència) de la fauna amfíbia dels estanys d'alta muntanya un cop hem reduït o eliminat la pressió que la mantenia absent. Els nostres resultats, doncs, es troben en la mateixa línia que els estudis fets amb espècies individuals de granota a Califòrnia i als Alps, que van mostrar unes recuperacions força ràpides, en períodes de temps de només alguns anys (Knapp *et al.*, 2007; Pope, 2008; Tiberti *et al.*, 2018; Vredenburg, 2004). Altres grups d'organismes, com els macroinvertebrats més conspicus o els crustacis planctònics, també havien mostrat una resiliència molt alta, en estanys d'alta muntanya de Califòrnia, després d'erradicar els peixos introduïts (Knapp *et al.*, 2001). Als Pirineus, els resultats obtinguts en un estudi paral·lel (Buchaca *et al.*, 2019) mostren que, a banda dels amfibis, el grup que presenta una resposta més clara a l'erradicació dels peixos són els macroinvertebrats del litoral, els quals incrementen la riquesa de tàxons progressivament i la seva composició convergeix amb la dels estanys naturals. El canvi en la biomassa de les algues del perífiton és menys acusat i només es produeix allí on hi havia hagut barb roig, sol o acompanyat d'alguna espècie de salmònid. En el sistema pelàgic només s'observava un augment en les abundàncies dels crustacis i una disminució en la biomassa del fitoplàncton allí on hi havia hagut barb roig com a única espècie (Buchaca *et al.*, 2019).

Tanmateix, el fet més remarcable en el nostre cas és la recuperació del conjunt de tota la comunitat d'amfibis després d'erradicar o controlar els peixos introduïts. Fins ara, s'havia descrit només la recuperació d'una sola espècie de granota en diferents casos (Knapp *et al.*, 2007; Pope, 2008; Tiberti *et al.*, 2018; Vredenburg, 2004), però no de tota la comunitat.

Hem comprovat que les diferents espècies d'amfibis autòctons presents a cada circ han anat colonitzant els estanys ràpidament. Les primeres colonitzacions naturals d'amfibis les hem observat, en tots els casos, a partir del primer o el segon any dels treballs d'erradicació, tot i que encara quedava una certa fracció de peixos als estanys. En aquest sentit, pren una gran importància la conservació de les poblacions aïllades d'amfibis que queden refugiades en algunes valls o circs. Aquestes poblacions marginals tenen una importància capital directa, ja que mantenen la possibilitat de supervivència local de l'espècie. Al mateix temps, també tenen una gran importància indirecta com a poblacions font per proporcionar individus colonitzadors en el context de futures accions de conservació semblants.

Pel que fa a la rapidesa de colonització de les diferents espècies, sembla que el tritó pirinenc i el tritó palmat colonitzen i es reprodueixen als estanys d'actuació més ràpidament que la granota roja. Això suggereix que els tritons són menys sensibles a la presència de peixos i no discriminen els estanys on hi són presents. En canvi, la colonització retardada de la granota roja suggereix que els adults d'aquesta espècie refusen per a la reproducció els estanys on hi ha hagut o queden encara alguns peixos, fins i tot, amb una certa inèrcia després de desaparèixer el risc de depredació. Això es podria explicar per una sensibilitat més elevada per detectar la presència de substàncies químiques excretades pels peixos, que portaria aquesta espècie a prioritzar localitats de posta més segures. En el cas dels tritons palmat i pirinenc, la dinàmica que hem observat ens porta a pensar que fan cert nombre de migracions cap als estanys amb independència de si hi ha peixos o no. Per tant, és molt probable que un gran nombre d'aquests tritons migradors habitualment siguin depredats quan arriben a un estany amb peixos.

La recuperació de les poblacions d'amfibis l'hem observat amb la mateixa rapidesa i elasticitat en els vuit estanys, independentment de les espècies de peixos introduïdes. Aquesta és una altra novetat remarcable que aporta el nostre estudi, ja que, fins ara, totes les accions d'erradicació en estanys d'alta muntanya s'havien portat a terme només treballant amb truites exòtiques. Les nostres dades mostren que l'erradicació de barb roig requereix més temps que la de la truita, però finalment, en tots dos casos, s'acaba obtenint el mateix resultat, que és completament exitós pel que fa a la recuperació dels amfibis autòctons.

Tanmateix, la recuperació dels amfibis que hem observat es manté sota un risc evident si en algun cas no es poden erradicar tots els peixos presents o bé s'aturen les accions de control abans d'acabar l'erradicació (en alguns dels estanys amb barb roig, durant el termini del projecte LIFE+ LimnoPirineus, l'objectiu era controlar però no erradicar els peixos introduïts). En aquest cas només alguns peixos que sobrevisquessin a les tasques d'erradicació o control serien suficients per restablir les poblacions senceres en alguns anys. Amb l'objectiu de reduir aquest risc, el projecte LIFE+ LimnoPirineus preveia, des de l'inici, un pla postprojecte que pretenia facilitar la continuació de les accions d'erradicació o control, quan fos necessari, més enllà del seu acabament, al maig de 2019. Les futures accions previstes per aquest pla haurien de garantir el control de les poblacions de peixos introduïts als estanys que no hagin quedat lliures de peixos. Només així es podrà assegurar que la recuperació dels amfibis autòctons es pugui consolidar i sostenir a mitjà i llarg termini.

CONCLUSIONS

Hem de concloure que la recuperació de la comunitat sencera d'amfibis en estanys d'alta muntanya és possible després d'erradicar o reduir dràsticament les poblacions de peixos introduïts. A més, queda clar que, pel que fa a presència de les diferents espècies d'amfibis, la recuperació es pot assolir tan sols dos anys després d'haver iniciat les accions d'erradicació. Aquestes conclusions es poden aplicar clarament al disseny o a l'execució de futurs projectes de conservació en estanys d'alta muntanya. Tanmateix, si volem anar més enllà en els objectius de conservació, ens cal fomentar activament l'abandonament de les introduccions de peixos als estanys d'alta muntanya, tant si són dins com fora d'un espai protegit. Aquesta seria la millor manera d'evitar que l'hàbitat adequat i favorable per als amfibis disminueixi encara més a les àrees d'alta muntanya.

AGRAÏMENTS

Els autors volem fer arribar el nostre agraïment a tot el personal del Parc Nacional d'Aigüestortes i Estany de Sant Maurici i del Parc Natural de l'Alt Pirineu, així com als membres del Cos d'Agents Rurals de la Generalitat de Catalunya, per la seva col·laboració i suport. També volem agrair el suport dels companys de feina i dels altres col·laboradors que ens heu ajudat en les campanyes de camp per censar amfibis. Aquest estudi ha estat finançat pel projecte LIFE+ LimnoPirineus (LIFE13 NAT/ES/001210).

BIBLIOGRAFIA

Agresti A. 2007. An Introduction to Categorical Data Analysis, 2nd ed. John Wiley & Sons, New York.

Altig R., Whiles M.R. i 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. i Gorley R.N. 2008. PERMANOVA+ for PRIMER: Guide to Software and Statistical Methods. PRIMER-E, Plymouth, UK.

Arg-Uk 2013. NARRS Amphibian Survey Protocols (v. 2013). Amphibian and Reptile Groups of the United Kingdom.

Benard M.F. i 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. i 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. i Ventura M. 2016. Efectes de la presència de diverses espècies de peixos invasors en els estanys d'alta muntanya. In: 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 i 16 d'octubre de 2015.

Buchaca T., Sabas I., Osorio V., Pou-Rovira Q., Miró A., Puig M.À., Cruset E., Font B., Ballesteros E. i Ventura M. 2019. Canvis en els estanys a partir de la reducció de les densitats de peixos en el marc del projecte LIFE LIMNOPIRINEUS. In: 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 i 19 d'octubre de 2018.

Crump M.L. i 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, DC.

Hollander M., Wolfe D.A. i Chicken E. 2014. Nonparametric Statistical Methods, 3rd Edition. John Wiley & Sons, New York.

Knapp R.A. i 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. i 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. i 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. i 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. i Gallagher E. 2001. Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. *Oecologia* 129, 271-280.

Legendre P. i Legendre L. 2012. Numerical ecology. 3rd edn. Elsevier, Amsterdam.

Maxwell B.J., Piovia-Scott J., Lawler S.P. i 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. i 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. i Altig R. 2000. Tadpoles. The biology of anuran larvae, p. 458. The University of Chicago Press, Chicago and London.

Miró A. 2011. Les truites als estanys dels Pirineus: Tradicions, vivències i implicacions per a la conservació. Pagès Editors, Lleida.

Miró A. i 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. i Ventura M. 2015. Evidence of exotic trout mediated minnow invasion in Pyrenean high mountain lakes. *Biological Invasions* 17, 791-803.

Miró A., Sabás I. i 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. i Graneli 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., Szoecs E. i 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. i 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. i 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. i 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. i 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. i 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. i 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. Dordrecht, Netherlands.

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. i Vredenburg V.T. 2013. Global Declines of Amphibians. En.S.A. L. (eds.) *Encyclopedia of Biodiversity, second edition, Volume 3*. pp. 691-699. Academic Press. Waltham MA.

Wiley R.W. 2003. Planting trout in wyoming high-elevation wilderness waters. *Fisheries* 28, 22-27.

~ Tritó pirinenc *(Calotriton asper).* ~

~ Estanho de Vilac ~

ALTERACIONS I CANVIS QUE AFECTEN LA CONSERVACIÓ DE LA BIODIVERSITAT DE L'ESTANHO DE VILAC (VAL D'ARAN)

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) i Marc VENTURA (2)

1. Departament de Biologia Evolutiva, Ecologia i Ciències Ambientals, Universitat de Barcelona, Catalunya, Espanya. Av. Diagonal, 643. 08028 Barcelona.
2. Grup d'Ecologia Integrativa d'Aigües Continentals, Centre d'Estudis Avançats de Blanes (CEAB-CSIC). Carrer d'accés a la Cala St. Francesc, 14, 17300, Blanes, Catalunya, Espanya.

RESUM

L'Estanho de Vilac està situat en una petita conca endorreica a la Val d'Aran (Catalunya) a 1.640 m d'altitud. En origen era un estanyol de nivell fluctuant, però per interessos ramaders va ser recrescut amb una aportació externa d'aigua. En els últims anys, amb la modificació del fons i el continu augment del volum d'aigua acumulada, s'ha utilitzat també per a la pesca de truites. Com a resultat d'aquestes modificacions, hi ha hagut una alteració notable del sistema que posa en perill la conservació de diverses espècies d'amfibis, especialment *Alytes obstetricans* i *Rana temporaria*, i de *Luronium natans*, planta aquàtica que té en l'Estanho l'única localitat pirinenca. Totes tres són espècies protegides a nivell europeu per la Directiva Hàbitats. L'objectiu d'aquest treball és documentar la millora de l'estat de conservació d'aquestes espècies i l'ecosistema en el seu conjunt. Per a això s'ha efectuat un estudi del cicle hidrològic calculant el balanç hídric de la conca i s'han seguit els canvis de nivell ocasionats en alterar el flux d'entrada d'aigua artificial, i s'ha fet l'estudi de la variabilitat del cicle de nutrients i de la biodiversitat aquàtica, en especial dels organismes indicadors. Els resultats mostren que l'Estanho és un estanyol de caràcter temporal que podria quedar sec algun temps durant el període estival, però on una aportació d'aigua per sobre dels valors de pèrdua naturals pot fer créixer de manera continuada el volum d'aigua que tindria sense alteracions externes. També es constata que la presència de truites ha alterat notablement la diversitat faunística de la massa d'aigua i això repercuteix així mateix en les poblacions d'amfibis. D'altra banda la presència d'un gran nombre de caps de bestiar equí provoca l'eutrofització de l'aigua, així com la pertorbació de la població de *Luronium natans* i de la integritat del substrat on creix. Aquesta població també es veu afectada per l'entrada a la llacuna de *Potamogeton berchtoldii*, macròfit propi d'aigües permanents i comú en els llacs alpins. Dins de les accions efectuades per revertir l'ecosistema cap a un estat més natural s'inclouen l'extracció de totes les truites i la instal·lació d'un nou abeurador amb regulació de l'entrada d'aigua. L'eliminació de les truites ha portat a una ràpida recuperació dels macroinvertebrats litorals i dels amfibis. Per la seva banda, el descens del nivell de l'aigua, provocat per la disminució del cabal d'aportació externa, ha modificat l'extensió de la població de *Luronium natans*. S'ha dut a terme un monitoratge d'aquesta població en les dues zones que ocupa: a la zona on la planta creix arrelada en el fons submergit amb les fulles flotants a la superfície de l'aigua i a la zona marginal de l'estanyol on la planta creix amb formes amfíbies que queden exposades a l'aire. El descens de nivell de l'aigua ha ocasionat un augment de la densitat de la subpoblació amfíbia, però aquesta també s'ha vist alterada per la presència de bestiar que deteriora els marges de l'estanyol. La subpoblació aquàtica s'ha mantingut, tot i que té una baixa vitalitat. Sempre s'han observat plantes en estat vegetatiu i únicament s'ha vist floració simultània de múltiples individus l'any 2019. Sobre la base d'aquests resultats proposem que es reconegui en l'Estanho l'existència dels hàbitats d'interès comunitari (HIC) 3150 i 3130 relacionats amb la massa d'aigua i amb les dues subpoblacions de *Luronium natans*.

INTRODUCCIÓ

L'Estanho de Vilac és un estany petit o estanyol de la Val d'Aran situat a l'emplaçament d'una antiga bassa endorreica d'origen glacial. El seu funcionament ecològic devia estar condicionat pel règim de pluges i probablement mantenia una fluctuació hídrica important al llarg de l'any (figura 1).

▲ **Figura 1.** Estanho de Vilac.

Aquest estanyol està inclòs en el llistat de zones d'especial conservació (ZEC codi ES5130006) com a lloc d'interès comunitari per la seva biodiversitat. El màxim interès pel que fa a biodiversitat recau sobre una població estable de *Luronium natans* (L.) Raf., macròfit en perill d'extinció segons el *Catàleg espanyol d'espècies amenaçades* (RDL 139/2011, de 4 de febrer). A més, s'han observat a la zona diversos amfibis protegits nominalment a Catalunya (DL 2/2008, de 15 d'abril) com són *Bufo spinosus* Daudin, 1803, *Lissotriton helveticus* (Razoumowsky, 1789), *Alytes obstetricans* (Laurenti, 1768) i *Rana temporaria* L., 1758. Les tres darreres espècies (figura 2) també apareixen a la llista d'espècies silvestres en règim de protecció especial del *Catàleg nacional* (Directiva 92/43/CEE), i *Luronium natans* i els dos últims amfibis als annexos II, IV i V de la Directiva Hàbitats, respectivament.

▲ **Figura 2.** Espècies de la Directiva Hàbitats presents a l'Estanho: *Luronium natans*, forma submergida (esquerra) i forma amfíbia (dreta); *Alytes obstetricans* (inferior esquerra) i *Rana temporaria* (inferior dreta).

No obstant això, aquesta biodiversitat podria estar compromesa actualment per la concurrència d'una sèrie de factors d'estrès que influeixen en la variabilitat del funcionament de l'ecosistema.

L'Estanho de Vilac ha estat utilitzat històricament com a punt de proveïment d'aigua per al bestiar (boví i equí). El seu caràcter fluctuant era un inconvenient per a aquest ús en l'època més seca, de manera que s'hi va incorporar un abeurador amb una entrada artificial d'aigua captada en un barranc exterior a la conca. L'aigua sobrant era conduïda cap a l'estanyol per mantenir-ne el nivell. Aquestes modificacions són antigues (probablement de finals del segle XIX) i amb el temps s'han anat renovant i se n'han incorporat d'altres, com l'excavació del fons que es va dur a terme al voltant dels anys 90 per ampliar la capacitat d'emmagatzematge. Més recentment, i facilitat pels canvis hidrològics derivats de l'abeurador, encara s'hi va introduir la truita comuna (*Salmo trutta* L., 1758) per a pesca esportiva. Actualment encara s'utilitza l'entorn de l'estanyol per a pastura de bestiar equí i boví (figura 3).

▲ **Figura 3.** Estanho de Vilac. Entrada artificial d'aigua y bestiar equí.

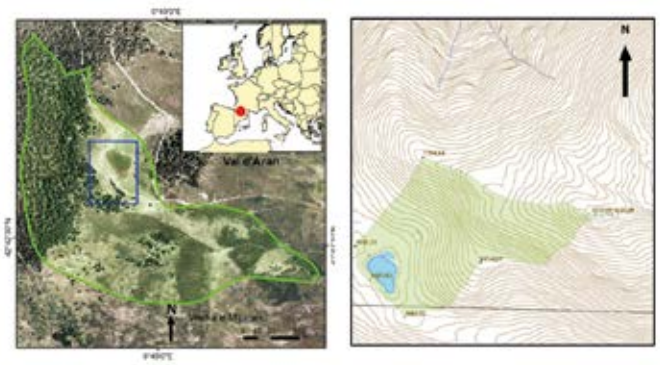
Considerem que l'entrada artificial d'aigua i l'aportació extra de nutrients poden comprometre la supervivència de *Luronium natans* i que la introducció de peixos pot afectar alguns grups d'organismes, especialment els amfibis.

La importància de la biodiversitat que hi ha a l'Estanho de Vilac, juntament amb la presència de *L. natans* (única localitat d'aquesta planta aquàtica als Pirineus), van fer que es declarés com a lloc d'interès comunitari (LIC) i zona d'especial conservació (ZEC) específicament per a aquest ecosistema concret i van portar a incloure'l dins dels objectius de conservació del projecte LIFE+ LimnoPirineus (http://www.lifelimnopirineus.eu).

Una de les actuacions d'aquest projecte té com a objectiu la millora de l'estat de conservació de *Luronium natans*, de dues de les quatre espècies d'amfibis presents a l'Estanho de Vilac i de l'ecosistema en el seu conjunt. Això inclou l'estudi de l'efecte dels canvis hidrològics i l'eliminació de la fauna íctica introduïda.

DESCRIPCIÓ GENERAL DE LA ZONA D'ESTUDI

La zona objecte d'estudi és l'Estanho de Vilac, que es troba a la Val d'Aran, a prop de Vielha, a 1.640 m d'altitud, al vessant oest del Mont dera Solana, de coordenades 0° 48' 50,18" N i 42° 42' 37,43" E. La conca, endorreica, té una superfície d'11,37 ha i un ús principal ramader (pastura per a cavalls i vaques) durant l'estiu i ús recreatiu ocasional, donat el fàcil accés i la relativa proximitat a nuclis de població (figura 4).



▲ **Figura 4.** Localització de l'Estanho de Vilac i del SCI ES5130006 Estanho de Vielha (esquerra) i conca de l'Estanho (dreta).

A la Val d'Aran el clima és atlàntic de muntanya, amb precipitacions relativament elevades repartides regularment al llarg de l'any i temperatures suaus a l'estiu i fredes a l'hivern (a Vielha, 939,7 mm/any i 9,6 °C de mitjana). Atès el clar gradient altitudinal, tant de precipitació com de temperatura, a l'Estanho les precipitacions són més elevades i les temperatures més baixes que els valors mitjans de l'estació propera de Vielha. És notable el nombre relativament alt de dies sense insolació, en gran part per la presència de boires, que ocasionen una disminució de l'evapotranspiració.

L'Estanho de Vilac es troba al sector del sinclinal de la Val d'Aran, dominat per afloraments devonians que en aquesta àrea estan formats principalment per materials esquistosos. El fons natural de l'Estanho, d'origen holocènic, hauria de ser pla i estar format per dipòsits lacustres d'argiles i llims rics en matèria orgànica, que s'alternen amb nivells sorrencs (Colomer *et al.*, 2014). Aquests dipòsits poden ser de diversos metres de potència i omplen i impermeabilitzen el fons de llacunes, tant d'origen glacial com de distensió lateral, com és segurament aquest cas (Bordonau *et al.*, 1989). L'Estanho de Vilac ha estat transformat en una estructura de fons cònic, amb una profunditat màxima al centre de 2,7 m i un perímetre que s'ha anat engrandint fins a ser el 2015 d'uns 290 m. El 2015 es podia considerar ja un estanyol petit, de forma el·líptica (aproximadament 100 m per 60 m) amb el fons modificat, probablement format per una barreja dels materials primitius presents a la zona, i amb permeabilitat desconeguda.

Hidrològicament l'Estanho es troba en una petita conca endorreica situat sobre l'aqüífer de les calcàries metamòrfiques devonianes de la Val d'Aran, que poden arribar a tenir una potència de fins a 400 m (ACA, 2015). Rep de manera natural l'aigua de precipitació i d'escolament de la conca, que dona un règim periòdic irregular d'oscil·lació del nivell, tant anual com interanual, determinat per les condicions meteorològiques de l'any (règim de precipitació i temperatura). Probablement, en algun període amb precipitacions baixes i temperatures altes hauria quedat gairebé sec. L'interès d'un punt d'aigua a altitud mitjana (1.640 m) per al bestiar devia ser important en el seu moment, com ho demostra la presència d'antigues construccions (corral i cabana) als prats que l'envolten. Per esmenar la falta d'aigua en els anys secs, es va disposar una font-abeurador amb aigua canalitzada a partir d'una deu externa a la conca. Amb els anys aquesta conducció ha anat sent renovada, cada vegada amb materials millors i de manera més eficient. A partir de l'última renovació (aproximadament el 2003) l'aigua sobrera de l'abeurador s'ha convertit en una aportació suplementària notable per a l'Estanho, la qual cosa n'ha provocat el creixement continu. Paral·lelament a aquesta obra de captació, es va excavar el fons de l'estanyol per augmentar-ne la capacitat, sense preveure la possible alteració de la impermeabilitat del fons. En el transcurs del projecte LIFE+ LimnoPirineus s'ha construït un nou abeurador i s'ha modificat l'entrada d'aigua per poder-ne controlar el flux, amb l'objectiu de revertir l'expansió de l'Estanho.

El sòl dominant a la conca és del tipus dortent lític, que es caracteritza per tenir un contingut de matèria orgànica baix i una profunditat limitada a un màxim de 30 cm. Presenta alguns afloraments de roca i pot estar barrejat amb altres tipus de sòls similars a aquest, bé més profunds o bé amb més matèria orgànica (Colomer *et al.*, 2014). La vegetació correspon actualment en un 80 % a un balegar (matollar de *Genista balansae* (Boiss.) Rouy subsp. *europaea* (G. López et C. E. Jarvis) O. Bolòs et Vigo, HIC 5120), un 10 % a bosc natural de *Pinus sylvestris* L. (HCat 42.5B11), un 9 % a prats mesòfils i acidòfils (HCat 35.122) i un 1 % a afloraments de roques esquistoses (HIC 8220). L'espècie arbustiva més abundant, *Genista balansae* subsp. *europaea* (escobes, bàlec), ha anat colonitzant l'espai abans ocupat per pastures.

A l'interior de l'Estanho el substrat forma un ambient homogeni amb absència de pedres i gran quantitat de dipòsits de llims. Al centre, a la part més profunda, només hi ha sediments. Al voltant d'aquesta zona hi ha una comunitat de macròfits formada per tres espècies: *Luronium natans* (L.) Raf., *Potamogeton berchtoldii* Fieber. i *Eleocharis palustris* (L.) Roem. & Schult. A més dels macròfits s'hi han observat algues filamentoses dels gèneres *Spirogyra* Link. i *Mougeotia* C. Agardh.

Luronium natans és una espècie aquàtica, amb certa plasticitat fenotípica segons creixi en fons sempre inundats o temporalment emergits. Presenta una roseta de fulles submergides linears i fulles flotants el·líptiques. Produeix rizomes i llargs estolons que sovint es trenquen, de manera que les rosetes separades i empeses pel vent actuen com a propàguls i recolonitzen la riba. Floreix de juny a agost, si bé durant els anys d'estudi pràcticament no ho ha fet. La població de l'Estanho és l'única coneguda als Pirineus i probablement es tracti d'una població clonal.

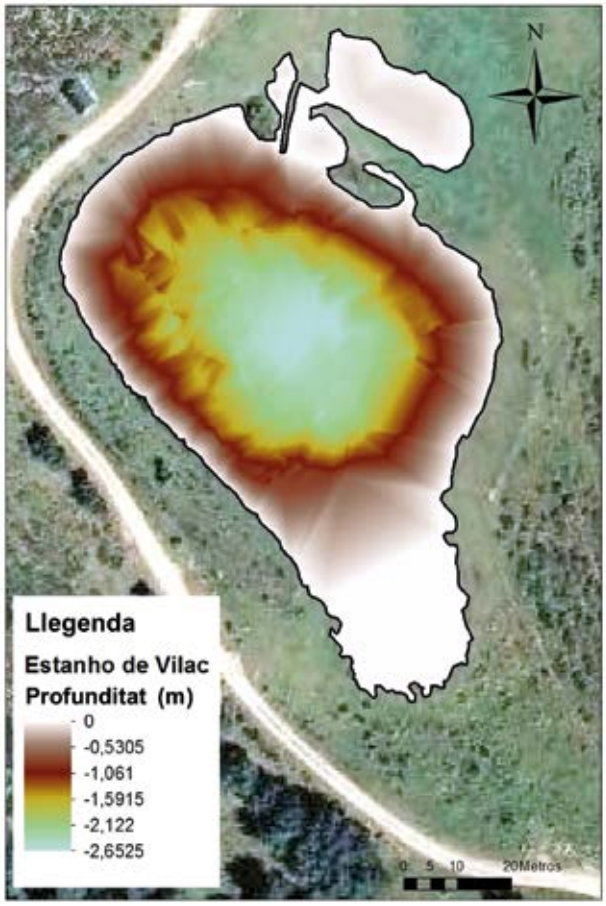
Als anys 80, quan es va descobrir la presència de *L. natans* a l'Estanho de Vilac, aquesta espècie cobria pràcticament la totalitat de la superfície de la bassa i es trobava en flor de juny a setembre (Perdigó, 1983). Al principi del projecte, a l'estiu de 2014, *L. natans* es trobava present en gairebé la meitat de la superfície de l'Estanho, uns 2.462 m^2, amb densitats variables depenent de les zones, però en general baixes. La presència més notable era en una franja interior que corresponia a l'antiga vora de l'estanyol. Segons Lansdown i Wade (2003), en ambients lacustres *L. natans* tendeix a ocupar les zones de ribera. Aparentment l'espècie ha anat colonitzant les parts inundades més recentment gràcies a la seva capacitat d'emetre nous estolons i fragments.

Pel que fa a les altres espècies, *Potamogeton berchtoldii* ocupava el 2014 un 12 % de la superfície, uns 588 m^2, i *Eleocharis palustris* ocupava tan sols un 0,3 %, 15 m^2. De fet *Eleocharis palustris* formava un petit rodal que es trobava originalment a la vora de l'estanyol, i a mesura que aquest ha anat augmentant de mida ha quedat a l'interior, envoltat d'aigua. *Potamogeton berchtoldii*, més propi de llacs que de basses temporals, va aparèixer recentment, i ocupa les mateixes zones que *L. natans*, exceptuant la riba i la zona més somera. Les algues filamentoses creixen com a epífites sobre els pecíols i les fulles dels macròfits, de manera que interfereixen en l'ocupació de l'espai i en l'ús de la llum. Formen extenses catifes flotants que durant l'estudi s'han trobat en quantitats variables, principalment acumulades cap a la riba de sotavent.

ESTUDI DE LA VARIABILITAT EN EL CICLE HIDROLÒGIC

Canvis històrics que afecten l'estructura física de l'Estanho de Vilac

A partir de la batimetria de l'Estanho de Vilac, realitzada la tardor de 2014 amb sonda Echomap 50DV (figura 5) i seguint un protocol estandarditzat (Cooke *et al.*, 1993), s'ha calculat l'àrea i el volum cada 5 cm amb l'eina «Surface-Volume» del programa ARC MAP 10 i s'ha establert la relació àrea-volum de l'Estanho.



▲ **Figura 5.** Batimetria de l'Estanho de Vilac realitzada l'octubre de 2014.

S'han recopilat imatges aèries històriques de l'ICGC (http://www.icc.cat/vissir3) des de 1956 fins a 2014 i s'han digitalitzat els perímetres de l'Estanho en diferents anys. Així, s'han obtingut dades reals de l'àrea de l'estanyol i s'han determinat els volums corresponents a partir de la relació àrea-volum establerta. Amb això s'han obtingut els increments de volum reals històrics.

Balanç hídric

S'han fet balanços hídrics entre els anys 2003-2005, 2005-2007, 2007-2008, 2008-2009, 2009-2011, 2011-2012, 2012-2013 i 2013-2014 segons les dades disponibles d'increment de volum real d'aigua a l'Estanho, per tal de crear un model de funcionament del sistema. S'ha escollit aquest període perquè suposem que la batimetria no hi ha sofert canvis.

Cada balanç hídric s'ha fet igualant l'equació d'entrades i sortides al sistema:

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

on *P* és la precipitació sobre la conca, *EA* és l'entrada artificial d'aigua, *ED* és l'evaporació directa des de la superfície de la llacuna, *ETR* és l'evapotranspiració real de la vegetació de la conca, *ESCS* és l'escolament superficial cap a altres conques, *GW* és l'aigua subterrània i ΔV és el volum d'increment o disminució de l'emmagatzematge en la llacuna.

Les dades de base per al càlcul dels balanços hídrics han estat: mesures *in situ* de l'entrada d'aigua artificial (amb cabalímetre) i dades climàtiques de precipitació acumulada diària (p) i temperatura mitjana diària (t) de l'estació Vielha-Mijaran. S'han utilitzat dades de les estacions de Sasseuva i Bonaigua en casos de dades mancants. Les dades de p i t han estat corregides per la diferència d'altitud de cadascuna de les estacions amb l'Estanho de Vilac. El factor de correcció per precipitació anual és de +30,1 mm cada 100 m, aplicat per Del Valle (1997) per a la conca del riu Éssera a Benasc, i de -0,49 °C cada 100 m per a la temperatura diària, segons les recomanacions de Lampre (2001).

S'ha calculat l'evaporació directa anual d'aigua des de la superfície de la llacuna a partir de l'equació de Visentini (1963). Per calcular l'evapotranspiració real primer s'ha calculat l'evapotranspiració potencial (ETP) mensual i anual segons l'equació de Thornthwaite (1984), que té en compte la temperatura mitjana mensual (T) i la latitud a partir de l'índex calòric anual (*I*), un factor mensual (*a*) que depèn d'aquest i un factor *f* que depèn de la localització.

A partir de l'*ETP* s'ha calculat l'*ETR* que finalment s'utilitza en el balanç de la conca, realitzant el balanç hidrometeorològic mensual segons Thornthwaite per als requeriments hídrics de la vegetació. Aquest mètode (Doorenbros i Kassam, 1979) té en compte una capacitat de retenció d'aigua al sòl (CAD) de 42 mm, calculada segons la tipologia del sòl a la conca, partint d'una *CAD mitjana* = 1,4 mm cm^{-1} per a sòls de textura mitjana, i considerant una profunditat màxima del sistema radicular (*Zr*) de 30 cm.

Per al balanç hidrogeològic de la conca, l'ETR i la P s'apliquen a tota la superfície de la microconca de l'Estanho de Vilac, que té 11,37 ha, i l'ED a la superfície de la llacuna en cada període. El balanç en la microconca s'ha tancat calculant el volum d'aigua subterrània com a única incògnita, ja que la conca és endorreica i no hi ha sortides d'aigua superficial. L'aigua que suposadament va a recàrrega subterrània es tracta com a excedent.

Determinació del nivell d'inundació

Per tal de controlar les variacions de nivell d'aigua de la llacuna, es va col·locar una vareta metàl·lica clavada al fons a una distància de 2 m de l'entrada del canal de l'abeurador. En les diferents campanyes s'ha mesurat la distància des de l'extrem de la vareta fins a la superfície de l'aigua, prenent la primera d'elles com el punt zero per avaluar els canvis de nivell. Es va fer el mateix tipus d'observació prenent un altre element de referència (marge superior del canal de desguàs de l'abeurador) per corroborar les dades. S'han recollit dades fins al 2018.

Estudi de la variabilitat en el cicle de nutrients

Durant l'estiu i la tardor de 2014 s'han fet quatre mostrejos de l'aigua de l'Estanho de Vilac i tres mostrejos de l'aigua d'entrada artificial a la llacuna. Els mostrejos preveuen, entre altres, la recollida de dades fisicoquímiques (temperatura, terbolesa, conductivitat, pH i alcalinitat). La temperatura de l'aigua es va mesurar en un perfil de profunditat cada 0,5 m. A més es va col·locar a la llacuna un *data-logger* que mesura la temperatura en continu per conèixer la data exacta de congelació i descongelació. La terbolesa es va mesurar amb el disc de Secchi. La conductivitat i el pH es van determinar en camp amb sonda manual multiparamètrica i al laboratori. L'alcalinitat es va determinar mitjançant titulació potenciomètrica automàtica de Gran.

La recollida d'aigua tant del canal d'entrada com de l'estanyol es va fer seguint protocols estandarditzats (ACA, 2005, 2006). A l'estanyol, els mostrejos s'han dut a terme sempre en el lloc més profund i prenent mostres representatives de tota la columna d'aigua.

En totes les mostres es van analitzar els principals nutrients: nitrat (NO_3^-), amoni (NH_4^+), fosfat (PO_4^{3-}), fòsfor total (TP) i nitrogen total (TN), seguint els mètodes recomanats per Ventura *et al.* (2000). El NO_3^- es va determinar per electroforesi amb CIA-4000; el NH_4^+ per espectrofotometria amb el mètode del fenol-hipoclorit; el PO_4^{3-} amb el mètode de tinció verda de malaquita; el TN es va determinar per digestió de persulfat seguida d'espectrofotometria ultraviolada, i el TP es va oxidar a fosfat mitjançant digestió amb àcid persulfat.

De l'aigua de la llacuna es van prendre mostres per analitzar la clorofil·la *a*, *b* i *c* (Chl *a*, Chl *b*, Chl *c*) i avaluar la biomassa fitoplanctònica. Es va filtrar amb filtre GF/F de 47 mm fins a saturació anotant el volum (volum mínim de 2,5 l). La clorofil·la es va extreure per sonicació amb 5 ml al 90 % d'acetona i es va mesurar amb espectrofotòmetre. Les concentracions de clorofil·la es van calcular amb les equacions de Jeffrey i Humphrey (1975).

S'ha utilitzat la relació molar DIN/TP (DIN és el nitrogen inorgànic dissolt) com a indicadora de la limitació de nutrients per part del fitoplàncton (Bergstrom, 2010).

S'han estudiat les entrades principals de nitrogen i de fòsfor considerant l'aportació de la pluja directa sobre l'estanyol i sobre la conca, les aportacions que arriben a través de l'entrada d'aigua artificial i les aportacions derivades de la presència de bestiar equí a la conca.

La concentració de DIN, en forma de NO_3^- i NH_4^+, que arriba a través de la pluja s'ha pres d'estudis que inclouen la zona de Vielha (Catalan i Camarero, 1994). La de TP a la pluja s'ha pres de Camarero i Catalan (2012). La quantitat de nitrogen i fòsfor que poden aportar els excrements de bestiar equí s'han pres d'estudis agrícoles (Iglesias, 1995; Boixadera *et al.*, 2000). Finalment, s'han utilitzat les mitjanes de DIN, TN, TON, TOP i TP dels mostrejos realitzats a l'entrada artificial d'aigua a l'estanyol.

Per calcular l'entrada anual de nitrogen i fòsfor a l'Estanho de Vilac per aportacions de la conca (no directes a l'aigua) s'ha tingut en compte que no tots els nutrients que entren a la conca van a parar a l'estanyol, sinó que una part queda retinguda en la vegetació. Això passa en uns percentatges que depenen del període vegetatiu, i en el cas del nitrogen s'ha vist que, a més, depèn de l'estat en què es troba (orgànic o inorgànic). Els percentatges per a aquests càlculs s'han pres d'Iglesias (1995) i s'han aplicat a les aportacions estimades per al bestiar equí (Iglesias, 1995; Boixadera *et al.*, 2000) i a la quantitat de nitrogen i fòsfor inorgànics de la precipitació mitjana sobre la conca (Catalan i Camarero, 1994; Camarero i Catalan, 2012).

ESTUDI DE LA VARIABILITAT EN LA BIODIVERSITAT DE L'ESTANHO DE VILAC

Per valorar la variabilitat en la biodiversitat de l'Estanho de Vilac i la importància dels factors antropogènics que l'afecten, s'han fet anàlisis des de dos punts de vista. D'una banda s'ha estudiat la comunitat de truites introduïdes a la llacuna i el seu contingut estomacal per tal de valorar la composició de la seva dieta, ja que a partir dels resultats obtinguts en altres estudis (Knapp, 2001; Jones i Sayer, 2003) es va evidenciar que la depredació de certs grups per part de *Salmo trutta* pot ser un dels factors determinants en la pèrdua de biodiversitat de l'Estanho de Vilac. D'altra banda s'ha fet una anàlisi temporal dels mostrejos duts a terme amb el projecte LIFE+ LimnoPirineus sobre diversos grups indicadors: macroinvertebrats litorals, amfibis i crustacis. S'han analitzat aquestes dades amb referència a la presència de les truites introduïdes i en el cas dels crustacis, a més, s'ha analitzat la comunitat pel que fa a la biomassa de fitoplàncton, amb la biomassa en clorofil·la *a* com a descriptor.

Actuacions amb els peixos introduïts

Les truites detectades durant el període d'estudi van ser

introduïdes a l'Estanho molt probablement el 2011. Ja que un dels objectius del projecte LIFE+ LimnoPirineus és erradicar peixos introduïts d'estanys d'alta muntanya, es va actuar en aquest sentit a l'Estanho, per part de l'empresa Sorelló, SL, sòcia del projecte, mitjançant la instal·lació de xarxes de mostreig (xarxa multimalla; estàndard nòrdic de pesca). El juliol de 2014 s'havia fet una primera pesca, en la qual ja es van extreure sis exemplars. En una segona pesca l'octubre del mateix any es va estimar que s'havien eliminat gairebé tots els exemplars, i el juliol de 2015 es va recuperar amb una nova col·locació de la malla l'últim exemplar.

Els 18 exemplars capturats van ser pesats, mesurats i esbudellats. L'estómac i intestins de cadascuna de les truites es van conservar primer congelats i posteriorment en etanol per tal d'analitzar-los. Per poder valorar l'efecte de *Salmo trutta* sobre la biodiversitat de la llacuna, es va estudiar el contingut estomacal de 12 individus. Al laboratori es va procedir a la neteja i separació d'aquests continguts estomacals i a la identificació i comptatge d'organismes, la qual cosa es va fer amb un estereomicroscopi de 6 a 40 augments. Per identificar macroinvertebrats, tant dels estómacs de les truites com del bentos, es va utilitzar la guia il·lustrada d'identificació de Puig (1999).

Mostreig i anàlisi de la variabilitat en grups indicadors

L'anàlisi temporal de les abundàncies per a cada un dels grups indicadors es va fer a partir de les dades recollides des del juny de 2014, i en el cas dels amfibis també amb informació anterior a la introducció de peixos a l'Estanho (2008-2013). Les dades disponibles i el tipus de mostrejos i anàlisis fets en cada grup van ser els següents:

Amfibis: S'han analitzat dades de 16 censos efectuats durant els diferents anys de durada del projecte. El mostreig va consistir en tots els casos en comptatges de nombre d'individus en cinc transsectes de 2 m cadascun, representatius dels hàbitats a la vora de l'estanyol. Quan es disposava de diferents censos durant un mateix any, es va utilitzar la dada de més magnitud.

Macroinvertebrats bentònics: S'han analitzat quatre campanyes de mostrejos (juliol, agost, setembre i octubre de 2014). El mostreig d'aquest grup s'ha fet seguint una metodologia d'escombrat manual des de la riba (*littoral stripe-sampling*) per tal d'evitar danys al macròfit *Luronium natans* (20 escombrats d'1 m x 0,4 m). Les mostres de bentos recollides s'han passat per un tamís d'1 mm i s'han fet els recomptes amb estereomicroscopi de 6 a 40 augments.

Crustacis: S'han analitzat sis campanyes de mostrejos (juliol, agost, setembre i octubre de 2014 i juny de 2015). Per a això s'han filtrat mostres representatives de tota la columna d'aigua utilitzant una xarxa cònica de 200 µm de llum. Posteriorment s'han separat les mostres sota microscopi.

Mostreig i anàlisi de la població de *Luronium natans*

La població de *Luronium natans* s'ha diferenciat en tres subpoblacions segons la profunditat d'arrelament. La que ocupa la part interna de la llacuna (subpoblació C), la que es desenvolupa a la zona inundada amb profunditats entre 10 i 100 cm (subpoblació B) i l'establerta al marge perimetral que pot estar temporalment emergit (subpoblació A).

Per a les subpoblacions A i B s'ha fet un mostreig per determinar-ne la mida a l'inici del projecte (2014) i en els anys posteriors a la modificació del cabal d'entrada d'aigua (2016-2019). Per això s'han considerat de 10 a 14 mostres a cada zona, cadascuna de les quals correspon a una superfície de 50 x 50 cm materialitzada per un quadrat de metall, i s'ha comptat el nombre de ramets de *L. natans* inclosos en el quadrat. Les mostres s'han repartit regularment espaiades i aleatòries, seguint el marge de la llacuna. Per a la subpoblació C s'ha fet una estimació de l'àrea coberta per la planta, a partir de la seva abundància en quadrats de 50 x 50 cm disposats sobre la superfície de l'aigua (valors d'1 a 4 segons l'ocupació dels 4 quadrants). Aquestes mostres quadrades es van distribuir aleatòriament 10 vegades per la zona C. També es va fer una estimació inicial (2014) per biomassa.

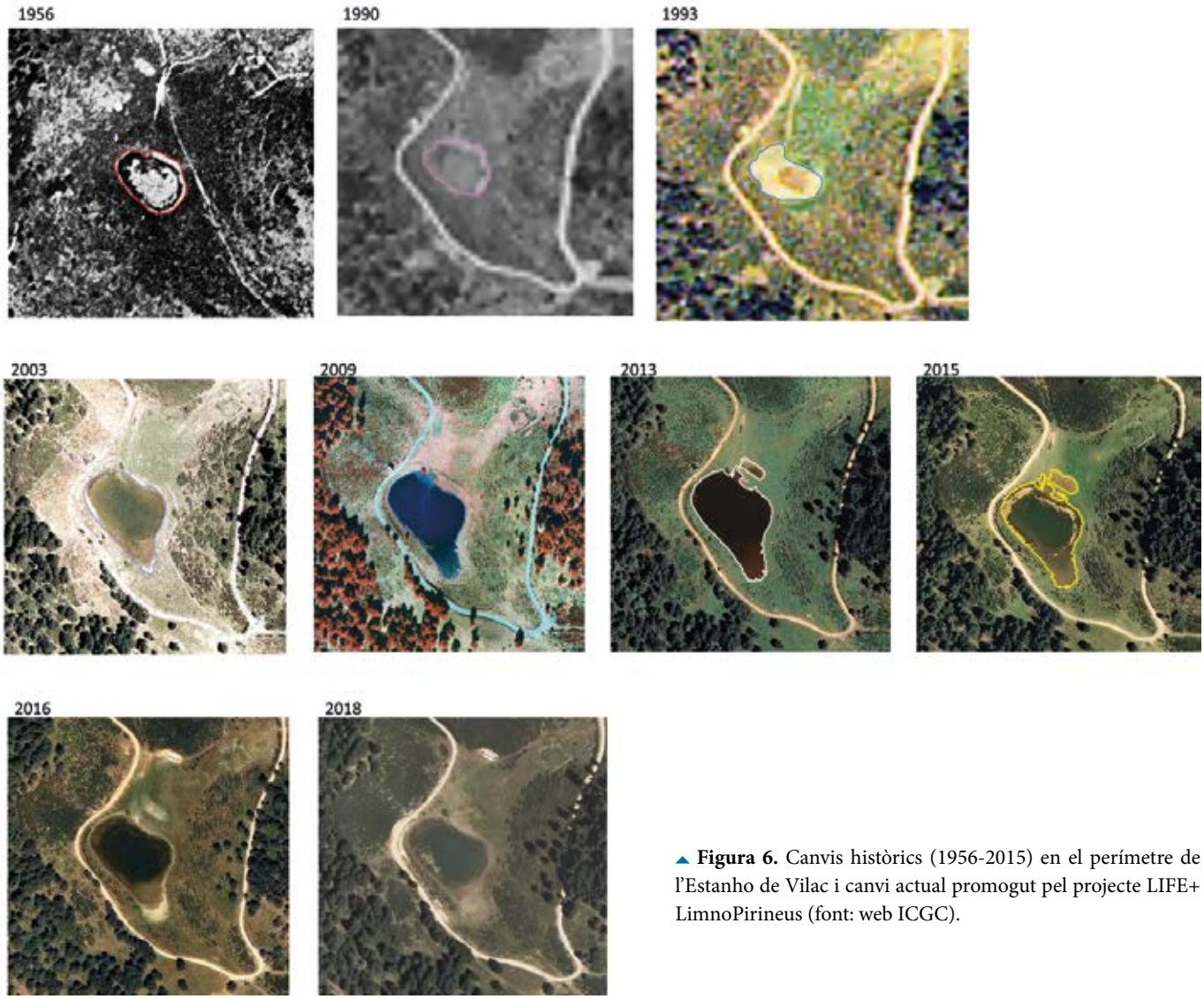
La fenologia s'ha seguit a partir del mateix nombre de mostres i amb la mateixa disposició que les utilitzades per valorar la mida de la població. Al llarg del període vegetatiu, des de maig a setembre (octubre), s'han efectuat visites mensuals els anys 2014, 2015 i 2016, i visites més espaiades de 2017 a 2019. S'han diferenciat les diverses formes de creixement vegetatiu (fulles basals lineals, fulles basals espatulades i fulles el·líptiques flotants) i reproductiu (flor, fruit). No s'han establert mostres de caràcter permanent pel ràpid canvi del medi en quedar descobert d'aigua. S'ha considerat també el bon o mal estat de creixement i les pertorbacions directes sobre la població (bestiar, freqüentació turística i esdeveniments ocasionals). Paral·lelament es va avaluar l'extensió de *Potamogeton berchtoldii*, que competeix directament amb *L. natans*.

Amb l'objectiu de comprovar la persistència de fruits i llavors en el sediment de la llacuna, a la tardor de 2014 (10/10/2014) es va realitzar un mostreig del sediment de la zona inundada. Es van recollir un total de 16 mostres (10 cm de la part superior d'un cilindre de sediment extret amb una sonda cilíndrica de 7,5 cm de diàmetre) repartides en diferents punts de profunditat. No es va mostrejar la zona litoral per ser un espai de nova colonització en el qual no hi ha hagut cap floració ni fructificació de l'espècie. De la mostra recollida es van seleccionar els 10 cm superficials i es van emmagatzemar en congelador fins al moment del seu estudi. Cada mostra va ser rentada i tamisada per retenir els components del sediment que tenien una mida semblant a la dels fruits o llavors (*L. natans* produeix aquenis monosperms). Un cop seca aquesta fracció, es van separar les llavors sota estereomicroscopi i se'n va fer el recompte.

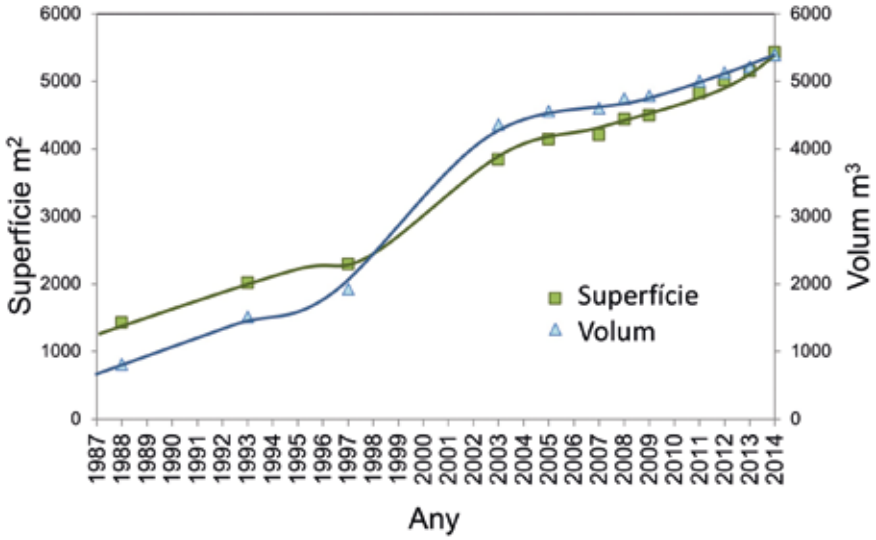
RESULTATS

Variabilitat hidrològica: balanç hídric

L'Estanho de Vilac ha sofert canvis hidrològics molt patents (figura 6) que s'han pogut determinar amb l'anàlisi de les fotografies aèries històriques que l'ICGC ha recopilat (http://www.icc.cat/vissir3). La cartografia de la variació del perímetre de la llacuna permet, al costat del balanç hídric, representar l'evolució històrica de la superfície i el volum estimats (figura 7).

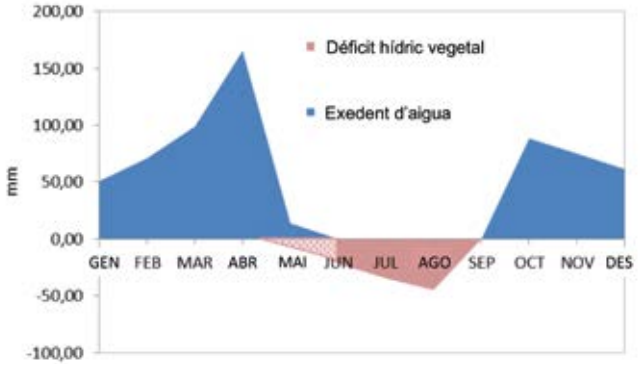


▲ **Figura 6.** Canvis històrics (1956-2015) en el perímetre de l'Estanho de Vilac i canvi actual promogut pel projecte LIFE+ LimnoPirineus (font: web ICGC).



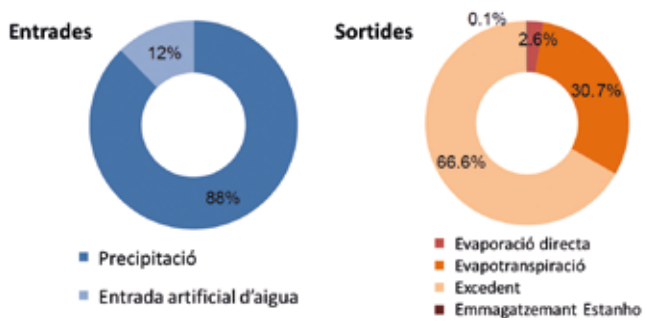
◀ **Figura 7.** Evolució històrica de la superfície i del volum a l'Estanho de Vilac.

Els balanços hidrometeorològics van revelar una evapotranspiració real (ETR) mitjana de 395,3 ±65,1 mm/any. Això suposa un 78 % de l'ETP (504,38 mm/any), fet que és coherent amb estudis climatològics fets al Pirineu aragonès (Lampre, 2001). La precipitació mitjana (P) entre 2003 i 2014 ha estat de 1.112,68 ±184 mm/any i l'evaporació directa des de la superfície de la llacuna (ED) va ser de mitjana 842,26 ±64,3 mm/any. La vegetació a la conca pateix estrès hídric de 2 a 3 mesos l'any entre juny i agost normalment, i a partir de setembre-octubre es produeix excedent hídric (figura 8).



▲ **Figura 8.** Balanç hidrometeorològic en un any mitjà (balanç 2011-2012) amb indicació dels períodes d'excedent i d'estrès hídric vegetal.

Aplicant els resultats dels balanços hidrometeorològics a la conca de l'Estanho de Vilac i tenint en compte ara també l'entrada d'aigua artificial a la llacuna, obtenim que P és l'entrada principal del balanç a la conca (129,75 ±21,01 hm^3 anuals) i GW la sortida principal (98,55 ±17,09 hm^3 anuals). L'*EA* és un valor constant que representa un 12 % de les entrades (17,86 hm^3 anuals). Té un cabal de 0,89 ±0,127 l/s durant 232 dies en què l'aigua no està congelada. Prenent la P com a valor de referència, EA suposa un 14,06 % P. L'*ETR* representa un 35 % de la P i un 30,7 % de les sortides del balanç (45,08 ±7,32 hm^3 l'any). A la figura 9 es representa el repartiment dels components del balanç en percentatges de les entrades i sortides totals.



L'emmagatzematge mitjà d'aigua superficial a la llacuna (ΔV) és un valor molt petit del balanç (0,1 %), però sempre és positiu, la qual cosa dona lloc a un augment constant del volum de la llacuna. L'*ED* representa només un 2,6 % de les sortides del balanç, però és un 78,6 ±4,24 % del volum de la llacuna (3,88 ±0,44 hm^3/any). L'excedent (*EXC*) representa el 66,6 % de les sortides del balanç i el 75,9 % de P i s'argumenta que el seu destí és principalment la recàrrega d'aqüífers (*GW*).

Variabilitat química. Entrada de nutrients

Segons les dades recollides, l'aigua de l'Estanho de Vilac té una conductivitat mitjana de 113,2 µS/cm i un pH mitjà de 8,59. La temperatura de l'aigua varia molt al llarg de l'any. Es manté sota zero des de mitjan novembre fins a finals de març, s'ha mesurat un valor màxim durant els mostrejos de 22,3 °C, i la mitjana és de 15,98 °C. L'aigua d'entrada artificial a l'Estanho es congela en la mateixa època que aquest, però la resta de l'any es manté a una temperatura constant de 12,5 °C i té uns valors de conductivitat i de pH similars als de l'Estanho (168,2 µS/cm; 8,6 u. de pH). Tèrmicament la llacuna està lliure de gel 7,74 mesos l'any (232,25 dies), congelant aproximadament a mitjans de novembre i descongelant a finals de març. La temperatura màxima no sol sobrepassar els 25 °C. En els quatre mostrejos fets, el disc de Secchi va indicar que la llum penetra fins al fons de la llacuna (2,7 m).

El contingut mitjà dels principals compostos de nitrogen i fòsfor tant a l'aigua de l'Estanho com a l'entrada artificial es poden veure a la taula 1, on s'aprecien diferències notables entre la composició de les dues, sobretot pel que fa al contingut de nitrats.

		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	Mitjana	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
Estanho	Mitjana	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

▲ **Taula 1.**
Concentració mitjana de compostos de nitrogen i fòsfor a l'aigua d'entrada artificial a la llacuna i a la mateixa llacuna.

L'aigua d'entrada pel canal té una concentració de NO_3^- mitjana de 379 µg/l, mentre que la de l'Estanho és tan sols de 5,98 µg/l. Pel que fa al fòsfor, les diferències són menys acusades, però la concentració és més gran a l'aigua de la llacuna, tant de PO_4^{3-} com sobretot de fòsfor orgànic total (TOP). També hi ha diferències en el nitrogen orgànic total (TON). Mentre l'entrada d'aigua no presenta nitrògen orgànic, l'aigua de la llacuna en té una concentració mitjana de 379,08 µg/l.

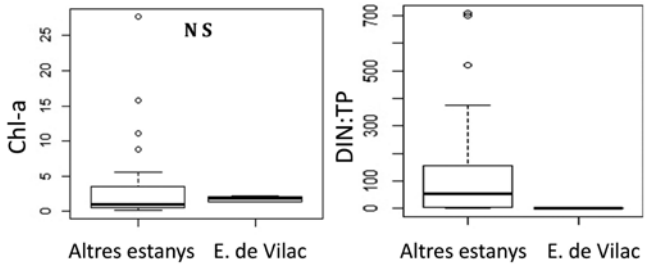
◀ **Figura 9.** Repartiment en percentatges del balanç de les entrades i sortides d'aigua en el sistema.

La relació DIN/TP suggereix limitació en la producció primària de l'Estanho per algun dels nutrients (nitrogen o fòsfor) (Bergstrom, 2010). Els valors trobats a l'Estanho es presenten a la taula 2.

Data	DIN:TP	Limitador
16/07/2014	2,2	P
07/08/2014	1,1	N
15/09/2014	1,5	Límit
10/10/2014	2,1	P
17/06/2015	0,6	N

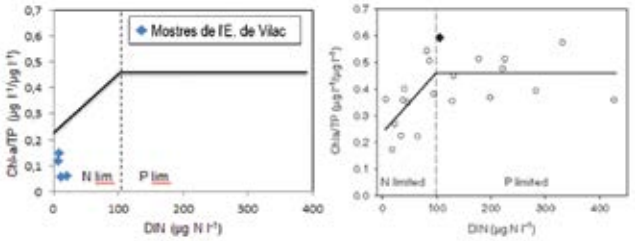
▲ **Taula 2.** Factor limitador de la producció de fitoplàncton segons la relació DIN:TP (Bergstrom, 2010) a les mostres d'aigua de l'Estanho.

La concentració de clorofil·la *a* s'ha mesurat en valors entre 1,19 µg/l i 2,18 µg/l, sense que es donin diferències significatives (*P* = 0,262; test de Mann-Whitney-Wilcoxon) amb la resta d'estanys del projecte LIFE+ LimnoPirineus (40 estanys de diferents característiques), tot i que són relativament baixos en comparació amb aquests (figura 10 esq.). Si comparem la relació DIN/TP de l'Estanho de Vilac amb la de la resta dels estanys del projecte, els valors sí que són significativament diferents dels del conjunt (P = 0,0218; test de Mann-Whitney-Wilcoxon) i més baixos en comparació amb la majoria d'ells (figura 10 dreta).



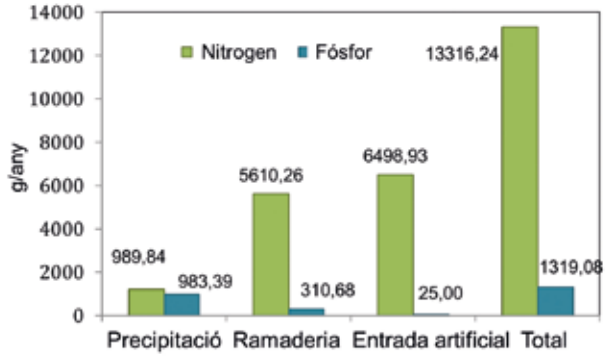
▲ **Figura 10.** Resultat del Test de Mann-Whitney-Wilcoxon per a mostres no aparellades: NS = no significatiu; * P <0,05; ** P <0,005; *** P <0,001.

Si comparem la relació entre biomassa de fitoplàncton, TP i DIN amb altres estudis fets al Pirineu (Camarero i Catalan, 2012) les mostres de l'Estanho de Vilac se situarien en unes condicions de limitació per nitrogen, amb molt poca Chl *a* i DIN en relació amb el TP (figura 11).



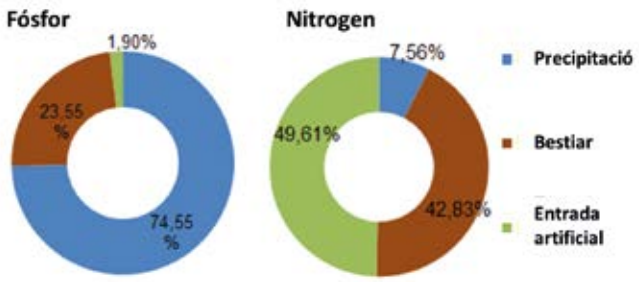
▲ **Figura 11.** Relació entre biomassa fitoplanctònica, TP i DIN per a les mostres de l'Estanho de Vilac (esquerra) comparada amb els estudis de Camarero i Catalan (2012).

A més de l'entrada d'aigua artificial, altres fonts d'entrada de nitrogen i fòsfor a l'Estanho poden ser la precipitació i la presència de bestiar equí. S'han calculat les entrades per a tota la microconca de l'Estanho prenent com a període de referència un any i s'han obtingut els resultats que es poden veure a la figura 12.



▲ **Figura 12.** Quantitat estimada de nitrogen i fòsfor inorgànic que entra a l'Estanho de Vilac per diferents vies en un any.

L'origen de les entrades de nutrients pel que fa a percentatge de l'entrada total es pot veure a la figura 13. L'entrada principal de fòsfor, un 75 %, es produeix a través de la pluja, mentre que la de nitrogen és en un 92 % d'origen antròpic local. Un 49,6 % ve de l'entrada artificial d'aigua i un 42,8 % de les deposicions del bestiar present a la conca que la vegetació no arriba a retenir. Cal considerar que per al bestiar s'ha emprat una aproximació conservadora: s'han comptabilitzat 30 cavalls que pasturen un sol mes a l'estiu a la zona i s'ha considerat que només la meitat de les defecacions són a la microconca de l'Estanho i que gran part és retinguda per la vegetació (Iglesias, 1995).



▲ **Figura 13.** Origen dels nutrients que entren a l'Estanho de Vilac segons percentatge d'entrades.

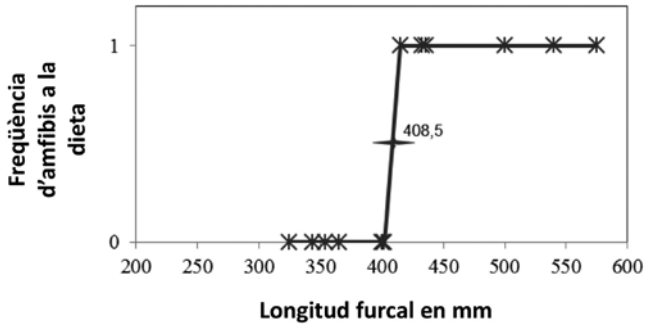
Variabilitat en la biodiversitat

A. *Contingut estomacal de peixos introduïts*

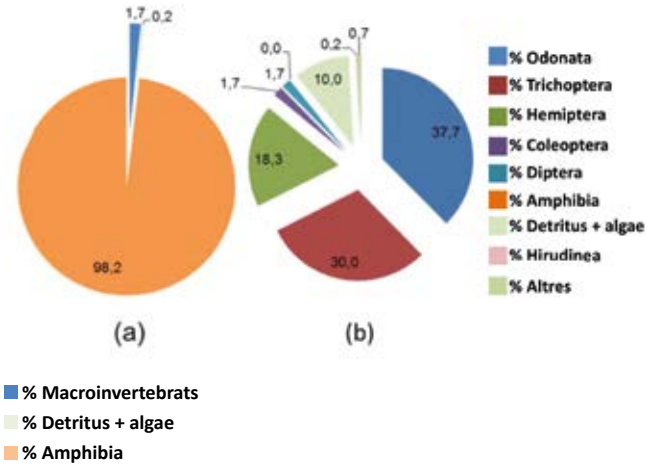
Se sap que les truites de l'Estanho de Vilac van ser introduïdes probablement el 2011. L'edat de les truites va ser determinada pels otòlits de la seva oïda interna (tenien

3 anys el 2014) i la relació pes/longitud de molts individus convergia en un mateix valor, la qual cosa és coherent amb el fet de tenir exemplars de la mateixa edat. Malgrat la seva curta edat, algunes de les truites pescades arribaven a una mida i un pes considerables (>50 cm i >3 kg).

L'anàlisi de la composició estomacal de les 12 truites pescades en la campanya d'octubre de 2014 va revelar que la seva dieta principal constava de macroinvertebrats i d'amfibis. S'ha observat una gran diferència entre la dieta d'unes truites a unes altres. Alguns individus semblaven alimentar-se només de macroinvertebrats i altres pràcticament només d'amfibis, i això sembla estar relacionat amb la seva grandària. A la figura 14 es pot veure com la funció logística indica que els exemplars petits de *S. trutta* s'alimenten gairebé exclusivament de macroinvertebrats fins a arribar a una mida crítica mitjana de 408,5 mm. Quan superen aquesta longitud, els amfibis passen a ser la seva presa preferent i poden arribar a representar pràcticament el 100 % de la dieta (figura 15a). S'han comptabilitzat fins a quatre amfibis alhora a l'estómac d'una sola truita. En les anàlisis s'ha trobat més quantitat d'individus (o parts d'ells) que pertanyen a l'ordre *Anura* que els que poden pertànyer a l'ordre *Caudata*.



▲ **Figura 14.** Funció logística per a la longitud furcal en mm de *Salmo trutta* a partir de la qual apareixen amfibis en el contingut estomacal.



▲ **Figura 15.** (a) Composició mitjana de la dieta d'exemplars grans de *Salmo trutta* (LF >408 mm) introduïts a l'Estanho de Vilac. Els macroinvertebrats van incloure odonats, tricòpters i coleòpters. (b) Composició mitjana de la dieta d'exemplars petits de *Salmo trutta* (LF <408 mm) introduïts a l'Estanho de Vilac.

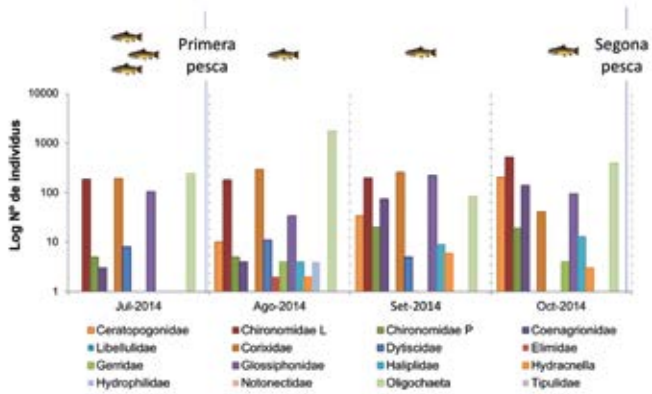
Pel que fa als macroinvertebrats trobats als estómacs de les truites petites (figura 15b), el contingut estomacal majoritari el componen els ordres *Odonata* (37,7 %), *Trichoptera* (30 %) i *Hemiptera* (18,3 %). Altres ordres que van aparèixer en menor proporció són *Diptera, Coleoptera* i *Hirudinea*. Es van trobar també crustacis i algun invertebrat terrestre. Aquest tipus de contingut s'ha comptabilitzat com a «Altres». Tant en peixos grossos com en petits van aparèixer algues i sediments, de vegades en quantitat considerable, encara que es creu que van ser recollits de forma involuntària en atrapar altres preses.

La identificació de les mostres en el cas dels amfibis s'ha pogut fer només a nivell d'ordre, ja que la majoria es trobaven en avançat estat de digestió. En la identificació de macroinvertebrats, però, sí que s'ha pogut arribar al nivell de famílies i subfamílies en alguns dels casos. Sabem que la majoria dels hemípters en la dieta de les truites són heteròpters de la família *Corixidae* i que tots els dípters trobats eren de la família *Chironomidae*. D'aquesta família es van trobar tant pupes com larves i es van comptabilitzar per separat per tal de comparar els resultats amb els mostrejos del bentos. Les larves eren majoritàriament de la subfamília *Orthocladiinae*, mentre que en les pupes dominava la subfamília *Tanypodinae*.

B. ***Anàlisi temporal de macroinvertebrats***

En la majoria dels casos dels comptatges de macroinvertebrats litorals mostrejats en el bentos de l'Estanho s'ha pogut arribar a identificar el nivell de família, amb l'excepció dels àcars i dels oligoquets, que s'han comptabilitzat a nivell de subclasse.

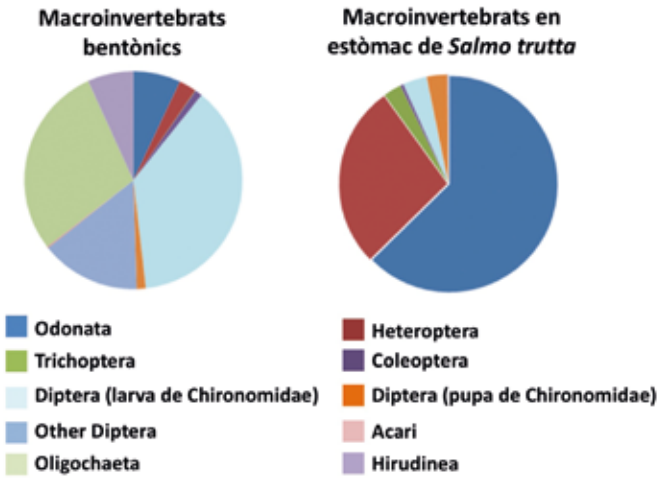
A la figura 16 es representa l'evolució de l'abundància d'individus en les famílies/subclasses en el temps mitjançant diagrames de barres i es fa referència a les pesques de *Salmo trutta* realitzades. Les abundàncies s'han representat en escala logarítmica per tal que siguin visibles tots els valors. A l'agost hi va haver un augment d'oligoquets, que després desapareixen.



▲ **Figura 16.** Evolució de la composició de la comunitat de macroinvertebrats de juliol a octubre de 2014 expressat en abundàncies (en 8 m² de mostreig).

Totes les mostres de macroinvertebrats han estat recollides en un ambient amb truites, encara que al juliol de 2014 la pressió d'aquestes havia de ser més gran al no haver-se fet cap pesca. No es compta en aquest cas amb mostrejos posteriors a la segona pesca, la qual cosa fa difícil l'avaluació dels canvis en la composició pel que fa a la presència de truites. No obstant això, podem comparar el mostreig d'octubre de macroinvertebrats amb continguts estomacals de les truites petites que se n'alimenten, ja que el mostreig es va fer tot just uns dies abans de la segona pesca de truites.

La figura 17, on es compara la freqüència dels grups de macroinvertebrats en les mostres de bentos i en les d'estómacs de truites, revela una gran diferència entre elles, fet que mostra la selecció de les preses exercida per les truites.



▲ **Figura 17.** Freqüències relatives comparades entre els macroinvertebrats bentònics mostrejats a la llacuna i als estómacs de sis truites.

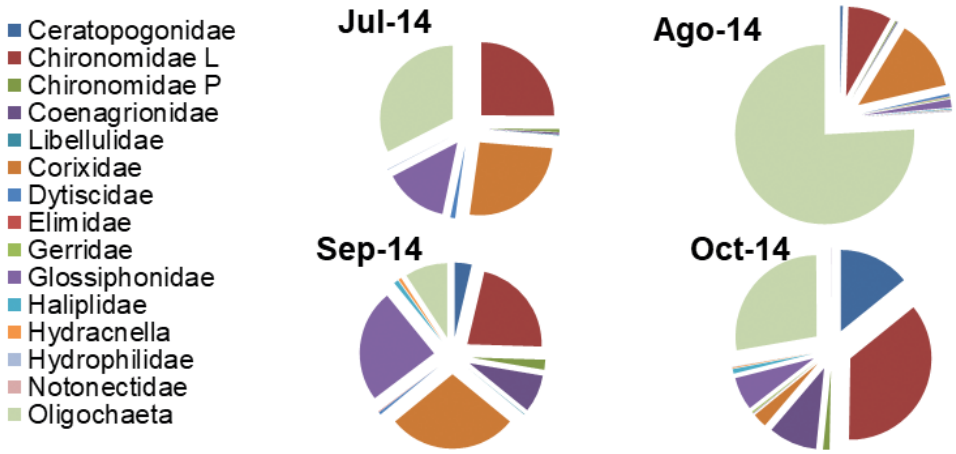
Tornant a la composició del bentos, a la figura 18 es representa l'evolució de l'abundància relativa de cada família/subclasse en les mostres mitjançant percentatges. Es poden veure clares diferències en el temps, però aquestes poden ser degudes a canvis estacionals en els grups taxonòmics.

Algunes famílies de macroinvertebrats presenten augments puntuals d'abundàncies, la qual cosa pot ser deguda a eclosions estacionals, com seria el cas dels oligoquets, que tenen un augment molt notable a l'agost i una posterior disminució acusada. Altres casos similars serien la família d'heteròpters *Corixidae* a l'agost-setembre i la família d'hirudinis *Glossiphonidae* al setembre.

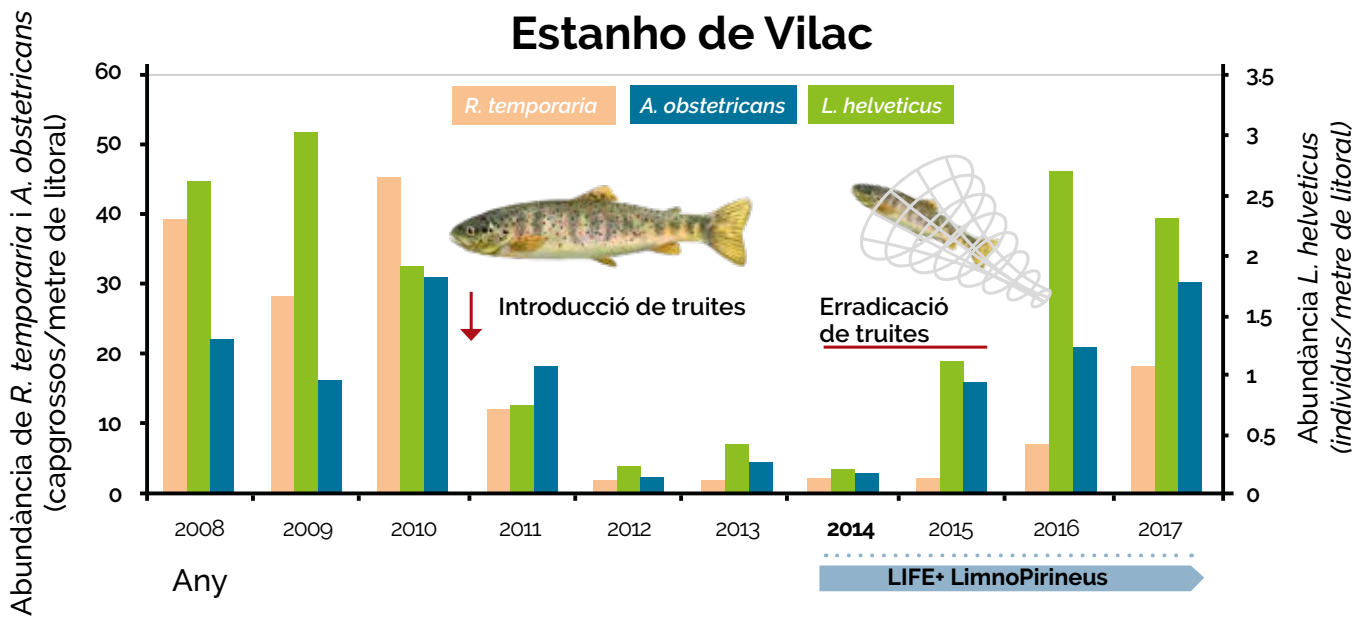
Hi ha quatre famílies en què s'observa un augment progressiu de l'abundància relativa no atribuïble a l'estacionalitat. Aquestes són els dípters *Ceratopogonidae* (passen d'un 0 % a la mostra al juliol a un 14 % a l'octubre) i *Chironomidae*, especialment els individus en estat larvari, que passen d'un 25 % de la mostra al juliol a un 36 % a l'octubre. La família d'odonats *Coenagrionidae* passa de ser un 0,4 % al juliol a ser un 9,6 % a l'octubre, i la família de coleòpters *Haliplidae* augmenta de forma lleugera però progressiva (passa del 0 % al 0,9 %). En els estómacs de les truites només es van trobar en proporció abundant odonats i quironòmids, de manera que no tots aquests canvis es poden explicar a partir d'una pressió inferior per part de les truites. Una dada que crida l'atenció sobre això és l'absència gairebé total de *Trichoptera* en les mostres de bentos, tenint en compte que són una presa habitual de les truites.

C. *Anàlisi temporal de l'abundància d'amfibis*

La incorporació de dades recollides en projectes previs ens permet comprovar que les truites introduïdes van causar un descens important de les densitats d'amfibis presents a la llacuna, del 90-95 % depenent de l'espècie, que inclouen els anurs d'interès europeu *R. temporaria* i *A. obstetricans*, així com de l'urodel *L. helveticus* (figura 19). Un cop capturades aquestes truites per l'equip de treball del projecte LIFE+ LimnoPirineus, les poblacions d'amfibis es van recuperar ràpidament i s'estan mantenint en nivells excel·lents durant tot el desenvolupament del projecte (figura 19).



◀ **Figura 18.** Evolució de la composició de la comunitat de macroinvertebrats de juliol a octubre de 2014 pel que fa a abundància relativa de les famílies/subclasses a la mostra.



▲ **Figura 19.** Evolució en la composició de la comunitat d'amfibis de l'Estanho de Vilac. Es representa l'abundància estimada de larves o adults per unitat de longitud de litoral.

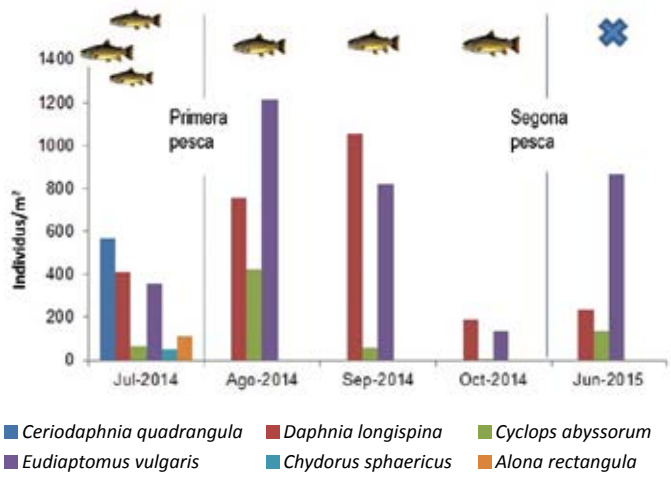
A l'estómac de les truites capturades en la segona pesca s'havien identificat els dos ordres (anurs i urodels), encara que no s'ha pogut arribar al nivell de les espècies atès el grau de descomposició dels amfibis.

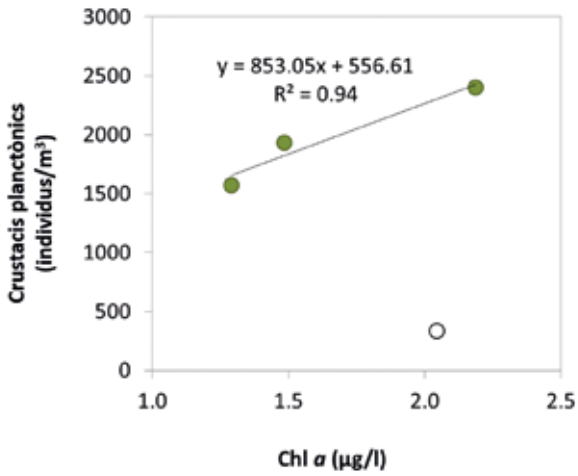
D. *Anàlisi temporal de l'abundància de zooplàncton*

En el cas dels crustacis, es té una mostra de la comunitat de crustacis anterior a les pesques (juliol de 2014), una de després d'haver eliminat tots els peixos (juny de 2015) i dues mostres intermèdies de la situació amb peixos, però posteriors a la primera pesca.

Tal com es pot observar a la figura 20 a, que presenta l'evolució en la comunitat de crustacis, la primera mostra presentava individus de tres espècies que no s'han tornat a detectar en mostrejos posteriors (*Ceriodaphnia quadrangula* O. F. Müller, 1785; *Chydorus sphaericus* O. F. Müller, 1776, i *Alona rectangula* Sars, 1861). Les tres espècies no detectades després de la pesca de truites tenen en comú la preferència per aigües eutròfiques.

Un dels factors que pot estar més relacionat amb l'abundància de crustacis és la biomassa d'algues. A la figura 20 b es representa la concentració de clorofil·la *a* (descriptor de la biomassa d'algues) enfront de l'abundància de crustacis. Els resultats indiquen que entre els mesos de juliol i setembre hi ha una relació positiva entre la biomassa d'algues i l'abundància de crustacis, la qual cosa indica que l'abundància dels crustacis està relacionada amb la disponibilitat d'aliment. A l'octubre l'abundància de crustacis baixa dràsticament, probablement a causa de la fenologia pròpia d'aquestes espècies, ja que passen l'hivern en formes de resistència.

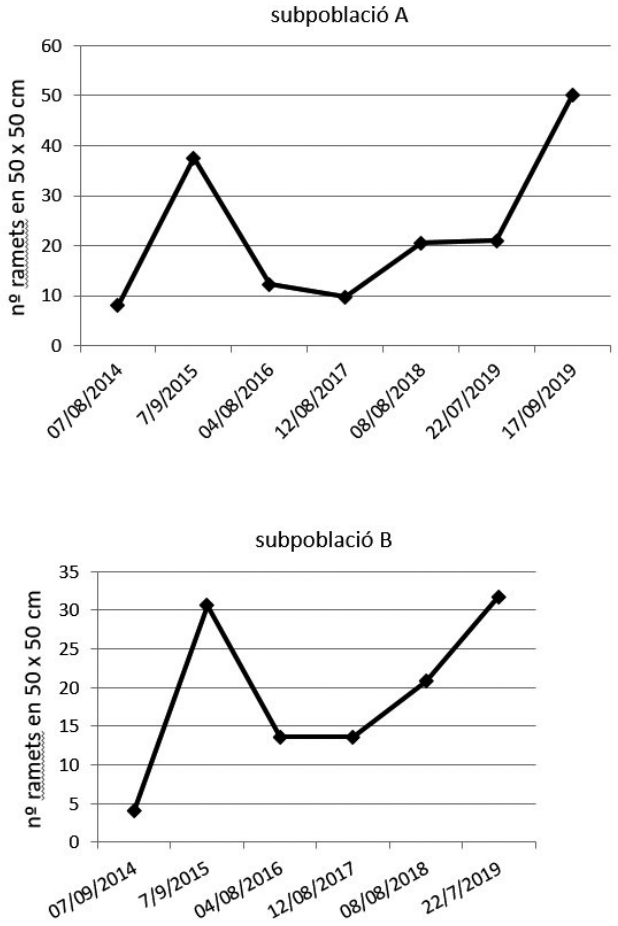




▲ **Figura 20.** Evolució en la composició de la comunitat de crustacis de l'Estanho de Vilac. (a) Es representa el nombre d'individus estimats de cada espècie per metre cúbic. (b) Relació de la la concentració de clorofil.la a (descriptor de la biomassa del fitoplàncton) a amb l'abundància total de crustacis del plàncton entre juliol i setembre (punts verds). A l'octubre la relació amb el fitoplàncton es perd a causa de l'estacionalitat dels crustacis.

E. *Anàlisi temporal de la població de* **Luronium natans**

La població de *Luronium* ha estat seguida des del juliol de 2014 fins al setembre de 2019. De les tres subpoblacions diferenciades, únicament hem pogut establir un seguiment continuat de les subpoblacions A (marge perimetral de la llacuna i àrees emergides temporalment) i B (zona inundada de baixa profunditat). Les mostres preses reflecteixen la situació de localització en cada moment de mostreig (zona A o B) tot i no tenir el mateix emplaçament. El retrocés de la llacuna a partir del moment en què es tanca l'aportació artificial d'aigua modifica la situació dels quadrats de mostreig. A la figura 21 s'observa com hi ha un augment del nombre d'individus del conjunt de la població a inicis de setembre de 2015, onze dies després del tancament de l'aportació artificial d'aigua per fer les obres d'instal·lació d'un nou abeurador. El nivell de l'aigua ha baixat ja alguns centímetres (figura 22) i deixa al descobert una zona amb una població extensa de formes amfíbies de *Luronium* i també millora la densitat de la subpoblació inundada. El mostreig de 2016 mostra una forta disminució de la densitat, que es recupera lentament en els anys successius.



▲ **Figura 21.** Evolució de la població de *Luronium natans* d'acord amb els mostrejos realitzats entre juliol de 2014 i juliol de 2019 a les subpoblacions A i B, avaluades segons el nombre de ramets per 0,25 m².

▲ **Figura 22.** Evolució del nivell d'aigua entre juliol de 2014 i juliol de 2019.

Pel que fa al desenvolupament del cicle fenològic de la població, com que no és possible marcar individus, les dades es refereixen a observacions basades tant en les mostres d'avaluació de les densitats com en el conjunt de les diferents subpoblacions.

La subpoblació A, escassament desenvolupada el 2014 i àmpliament estesa en els anys successius, s'ha mantingut sempre vegetativa; no s'ha observat mai ni flor ni fruit. El seu estat de creixement és variable segons la humitat del sòl, mostrant mides més grans sobre llims amb aigua a nivell superficial o freàtica alta (sòls saturats) i formes de menys desenvolupament en sòls més secs. La situació de *Luronium natans* sobre aquests substrats emergits recentment de l'aigua és molt vulnerable a les trepitjades i a les pertorbacions ocasionades pel bestiar, especialment de l'equí, tant pel seu pes com per la tendència a rebolcar-se i a xipollejar. Des del control de la inundació iniciat el 2016 la subpoblació B s'ha anat desplaçant cap al centre de la llacuna a mesura que el nivell d'aquesta descendia. El setembre de 2019 formava una densa corona de rosetes de fulles que cobrien una àmplia extensió del fons a la franja marginal de l'Estanho.

La subpoblació B mostrava fulles flotants i algunes rosetes amb fulles basals linears durant els primers anys de mostreig (2014-2016). A les zones amb menys inundació es va observar una activitat expansiva notable de la planta, en forma d'estolons i noves rosetes. En zones més profundes es mantenen els brots amb fulles llargament peciolades, amb tendència a disminuir en grandària i vitalitat. Aquesta zona està afectada per pertorbacions ocasionals del bestiar (entren a beure aigua i a refrescar-se) i per la competència directa amb *Potamogeton berchtoldii* (macròfit propi de llacs de muntanya aparegut a l'Estanho en data no determinada). Aquest *Potamogeton* s'ha expandit des de les aigües més profundes del centre de la llacuna (2014) fins a arribar als marges (2018). També afecten el creixement de *Luronium natans* les masses d'algues filamentoses que creixen epífites sobre les plantes, que s'acaben desprenent i surant aglomerades a la superfície. Tot i que el desenvolupament vegetatiu no és bo, la subpoblació de la zona B ha presentat una activitat reproductora notable pel que fa a la formació de propàguls vegetatius (fragments d'estolons amb rosetes de fulles) que el vent desplaça dins de la llacuna; la formació de flors ha estat baixa. Durant els anys 2014 i 2015 no es va observar flo-

ració, el 2016, 2017 i 2018 es va veure alguna flor aïllada, i el 2019 hi ha hagut una floració abundant (nombre de flors ja incomptable de forma global).

Núm. mostra	Profunditat (m)	Situació	Nre. llavors
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

▲ **Taula 3.** Avaluació del banc de llavors de *Luronium natans* a l'Estanho de Vilac (10/10/2014), segons el nombre de llavors detectades en un total de 16 mostres de sediment, extretes de diferents profunditats.

La subpoblació C s'ha mantingut més o menys estable en situació, si bé aparentment hi ha una disminució de la vitalitat (menys densitat de fulles i més petites). El 2014 s'identificava bé en una zona central en la llacuna en forma de corona, la qual en aquests anys de seguiment ha anat desapareixent de mica en mica.

El banc de llavors mostrejat el 2014 presenta densitats molt variables segons la mostra (taula 3). Els resultats mostren que hi havia llavors en un 62 % de les mostres, però aquestes eren només abundants en les mostres obtingudes de la part més profunda de la llacuna.

DISCUSSIÓ

Variabilitat hidrològica

El balanç hidrometeorològic de la zona indica estrès hídric durant dos mesos a l'estiu. El balanç a la conca de l'Estanho dona una evapotranspiració del 35 % de P i una recàrrega d'aigua subterrània del 75,9 % de P. Això vol dir que, en les condicions climàtiques actuals i en un any sense precipitació estival important, la llacuna s'assecaria dins del període d'estrès hídric vegetal si no hi hagués entrada d'aigua artificial i es recuperaria ràpidament cap al mes de setembre. L'entrada artificial d'aigua a l'Estanho, tot i ser només un 12 % de l'aigua d'entrada al balanç hídric, suposa un desequilibri que es tradueix en un augment continu del volum de la llacuna.

Els canvis en el règim hidrològic de l'Estanho podrien afectar *L. natans* i comprometre'n la supervivència. S'ha observat que els individus que es troben a les zones més profundes de la llacuna presenten un aspecte més feble que els que estan cap a la riba. Lansdown i Wade (2003) apunten que aquesta espècie té plasticitat ecològica i adapta la seva forma de vida i reproducció al medi en què viu, de manera que hi ha tres tipologies adaptatives diferents. Les poblacions que creixen en zones d'aigua temporal i en la zona de fluctuació d'aigües permanents són anuals i floreixen abundantment. Les plantes que viuen en aigües permanents són perennes i poden presentar dues tipologies més. Les que viuen en cossos d'aigua de més de 2 m de profunditat i amb poca variació hídrica estacional són típicament vegetatives i només es reprodueixen clonalment a partir dels seus rizomes i de l'emissió d'estolons. L'últim tipus presenta els dos tipus de reproducció, tant sexual mitjançant floració com clonal mitjançant estolons, i es presenta en cossos d'aigua permanents amb petita fluctuació del nivell d'aigua.

La població de l'Estanho de Vilac hauria evolucionat en condicions de fluctuació hídrica important (Perdigó, 1984), i des de les modificacions a l'entrada artificial d'aigua a la llacuna, el macròfit intenta adaptar-se a les noves condicions, disminuint la seva reproducció sexual i augmentant la de tipus clonal. Això explicaria la menor floració observada en els darrers anys fins a arribar a la pràctica absència actual, a més de l'apreciació de debilitat en els individus de les zones més profundes. Hi ha una expansió clonal molt activa cap a les ribes a partir del despreniment d'estolons i rosetes dels individus de la zona lleument inundada. Sembla que certa fluctuació natural del nivell d'aigua seria adequada en aquest cas, ja que la reproducció sexual ajudaria a mantenir la diversitat genètica, la qual cosa seria fonamental en la població de Vilac, que es troba aïllada. Lansdown i Wade (2003) també apunten que *L. natans* té més possibilitat de supervivència en els ambients amb aigua permanent que en ambients de règim hídric estacional, de manera que el millor per a l'espècie seria mantenir l'Estanho amb aigua permanent a un nivell similar a l'original (Perdigó, 1984) que permeti una lleugera fluctuació estival del nivell i deixi al descobert el fons pla colonitzable per les formes amfíbies de *Luronium natans*.

Variabilitat en el cicle de nutrients

El càlcul d'entrades de nutrients a l'ecosistema de l'Estanho de Vilac indica una entrada d'origen antròpic local molt elevada, especialment de nitrogen inorgànic (un 91 %). S'ha estimat que la quantitat anual de nitrogen que entra a l'Estanho és 10 vegades superior a la que entra de fòsfor. Amb aquestes dades esperaríem trobar una clara limitació

per fòsfor a l'aigua de la llacuna i, no obstant això, la relació DIN:TP, Chl *a* i TP (figura 11) apunta que l'Estanho de Vilac es troba limitat per N i amb valors baixos de biomassa fitoplanctònica en comparació amb altres llacs estudiats a la zona (Camarero i Catalan, 2001). Segons la relació DIN:TP (Bergstrom, 2010) la situació canviaria d'un factor limitant a un altre en el temps (entre nitrogen i fòsfor). Aquests canvis podrien ser deguts a entrades de fòsfor en el sistema per deposicions atmosfèriques que, com apunten Camarero i Catalan (2001), poden arribar a ser esdeveniments puntuals fortament carregats de fòsfor. En el seu treball sobre canvis antropogènics recents en les deposicions de nitrogen i fòsfor atmosfèric i les seves conseqüències en la relació N/P, Camarero i Catalan (2001) argumenten en favor de la idea presentada per Goldman (1988) que, en contra del que clàssicament es pensa, la limitació per fòsfor dels llacs de muntanya no és natural sinó induïda per l'augment antropogènic en les deposicions de nitrogen.

Un dels factors que poden estar limitant el creixement del fitoplàncton podria ser la competència per llum i nutrients amb la comunitat de macròfits i d'algues epífites (Ventura *et al.*, 2008). Cal dir que l'Estanho presenta diferències importants estacionals quant a l'estat de desenvolupament de les algues flotants, la qual cosa podria condicionar l'entrada de llum i la competència. D'altra banda, tant *L. natans* com *P. berchtoldii* són tolerants a nivells elevats de nutrients, i en situacions de competència aquest tipus de macròfits sol tenir avantatge sobre la resta (Ventura *et al.*, 2008). Pel que fa a això darrer cal destacar que *L. natans* s'ha descrit com intolerant a la competència (Lansdown i Wade, 2003). Els mateixos autors apunten que en cas d'eutrofització les formes de *L. natans* de tipologia perenne amb floració tendeixen a disminuir la seva cobertura en favor de monocotiledònies i algues. Durant el projecte s'ha observat d'un any a un altre una expansió considerable de *P. berchtoldii*, per la qual cosa és possible que estigui guanyant terreny enfront de *L. natans* per competència.

Pel que fa al zooplàncton, hi ha una comunitat de crustacis heleoplanctònics a l'Estanho que pot estar ajudant a controlar la biomassa fitoplanctònica. S'ha comprovat que en altres estanys inlosos en el projecte on no hi ha crustacis la clorofil·la *a* és molt superior a la trobada a l'Estanho. La biomassa de fitoplàncton es manté en valors relativament baixos, tot i les entrades elevades de nutrients, com s'ha vist en l'apartat de resultats corresponent, i els crustacis incrementen la seva abundància amb la biomassa de fitoplàncton (figura 20 b). Tot i això, la quantitat de crustacis present no sembla suficient per explicar els baixos valors de la clorofil·la *a*, però poden servir d'indicador d'una sèrie de processos més complexos en què participarien altres organismes zooplanctònics i molt probablement heterotròfics, que estarien ajudant a mantenir la biomassa de fitoplàncton en valors baixos malgrat les entrades elevades i continuades de nutrients. La biomassa de fitoplàncton es podria veure limitada per la combinació d'aquests factors (competència amb els macròfits i alimentació d'organismes zooplanctònics) i molt probablement també per l'activitat bacteriana heterotròfica.

L'alta concentració de nitrogen orgànic total a l'aigua de la llacuna, que no correspon al fitoplàncton, pot ser deguda a matèria orgànica en suspensió. Aquest TON estaria poc disponible per al *loop* microbià en estar la llacuna en condicions limitants de N.

Variabilitat en la biodiversitat. Efectes de la introducció de *Salmo trutta* en grups indicadors

Les truites són peixos depredadors molt selectius i prefereixen sempre que puguin preses de mides grans i fàcils de detectar. Aquesta dada s'ha confirmat en aquest estudi, ja que s'ha trobat una mida crítica entorn als 40 cm a partir de la qual les truites passen de basar la seva dieta en macroinvertebrats a basar-la en amfibis, ja que adquireixen la capacitat d'atrapar-ne i fer-se més grans. L'alta selectivitat en les captures que feien les truites de l'Estanho de Vilac no solament s'aprecia entre truites grans i petites, sinó que en les truites petites que s'alimenten bàsicament de macroinvertebrats hi havia una selecció d'alguns ordres i famílies davant d'altres, ja que la composició de la comunitat de macroinvertebrats al bentos i la trobada en l'estómac de les truites és molt diferent. En el contingut estomacal de les truites de mida petita també han aparegut crustacis, però en molta menys proporció que els macroinvertebrats, se suposa que per la mateixa motivació d'eficiència. És probable que en cas d'explosions demogràfiques de crustacis, aquests siguin més atractius per la truita.

Quant a la depredació dels salmònids sobre les comunitats indicadores, s'ha comprovat un efecte molt important en els amfibis, que van arribar a disminuir un 90-95 % respecte de l'abundància total mesurada a l'Estanho en els períodes amb truites enfront dels períodes sense truites. Les espècies més afectades per la presència de la truita van ser la granota roja (*R. temporaria*), el tòtil (*A. obstetricans*) i el tritó palmat (*L. helveticus*). La quarta espècie amfíbia present a l'Estanho, el gripau comú (*B. spinosus*), no resulta depredada pels peixos, possiblement per la toxicitat de la seva pell (Miró *et al.*, 2018). No obstant això, la comunitat d'amfibis sembla haver-se recuperat molt ràpidament en eliminar les truites, de manera que les quatre espècies que es trobaven abans de la introducció de salmònids han reaparegut en les abundàncies acostumades tan sols uns mesos després de l'eliminació d'aquests peixos. Amb l'anàlisi dels estómacs de les truites s'ha comprovat que poden ser molt voraces pel que fa als amfibis en concentrar-se en ells com a presa. La ràpida recuperació d'amfibis s'ha vist afavorida sens dubte pel fet que la introducció de *Salmo trutta* era recent, i no totes les truites havien adquirit encara la capacitat de depredar amfibis, de manera que la llacuna disposava encara d'una reserva d'individus suficients per recuperar la comunitat. L'actuació ràpida i oportuna del personal del projecte LIFE+ LimnoPirineus erradicant les truites introduïdes recentment a l'Estanho ha evitat la desaparició d'algunes espècies d'amfibis de l'espai a mitjà termini, tal com s'ha mostrat que passa en llacs d'alta muntanya on s'han intro-

duït salmònids , tant als Pirineus com en altres serralades (Knapp, 2005; Miró *et al*., 2018).

Quant a l'efecte sobre els macroinvertebrats, és difícil de concretar amb les dades disponibles. Es pot argumentar que la pressió que exerceixen els salmònids ha estat més gran per als odonats, heteròpters, tricòpters i dípters de la família *Chironomidae*, perquè són els que es troben als estómacs de les truites, però no podem confirmar aquests resultats en el medi. És possible que el fet de tractar-se d'una introducció recent de *Salmo trutta* faci que aquests efectes encara no siguin perceptibles, ja que en primer lloc depreden els amfibis. En un període de temps superior s'esperaria que després d'erradicar completament els amfibis, tal com passa en tots els llacs d'alta muntanya amb peixos (Ventura *et al*., 2008), la pressió passaria als grups de macroinvertebrats més conspicus.

Pel que fa als crustacis, hi ha tres espècies que desapareixen després de la primera pesca de truites. Es podria argumentar a partir d'això que les truites exerceixen una pressió sobre els crustacis més grans, ja que en disminuir la pressió aquestes espècies són les que prevalen. No obstant això, tractar d'establir una relació entre els canvis en la comunitat de crustacis i la presència dels salmònids és molt complicat, ja que hi pot haver molts altres factors influents, com la disponibilitat d'aliment o factors ambientals. Cal tenir en compte que algunes espècies com *A. rectangula* i *C. sphaericus* s'han documentat com a poc abundants i difícils de detectar de forma continuada en l'ambient (Armengol, 1978).

Variabilitat en la població de *Luronium natans*

La població de *Luronium natans* està molt condicionada per la morfologia de la llacuna de l'Estanho i per les modificacions del seu balanç hídric. La modificació del fons i el continu creixement del volum d'aigua des de finals dels anys 90 fins al 2015 va provocar un canvi en les condicions de vida de *L. natans,* que ha fet prevaldre les formes d'aigües profundes davant les amfíbies. La situació geogràfica de l'Estanho per altitud i situació no és favorable al creixement d'aquest tipus de formes (Bardin *et al*., 2012). La limitació de l'entrada d'aigua artificial ha provocat el descens de nivell, tornant l'Estanho al seu estat de bassa. Les formes amfíbies de *L. natans* tornen a ser dominants, com en el moment en què Perdigó (1983) va descobrir-ne la presència. Des del punt de vista de la conservació s'ha de controlar el flux d'aigua artificial per assegurar el manteniment de la bassa i també el pas i la permanència de bestiar major. *Luronium natans* té una gran amplitud ecològica dins del medi aquàtic, però està limitat per concentracions altes (superiors a 20 µg/l) de fòsfor (Bardin *et al*., 2012) i, a causa del seu caràcter pioner, únicament és competitiu en hàbitats pobres en nutrients (Willby i Eaton, 1993). Actualment, l'Estanho de Vilac correspon per tipologia a un estany alpí alcalí segons els paràmetres avaluats (> 200 µeq l^{-1}). Tot i que la concentració de clorofil·la de finals d'estiu és baixa (ca. 2.3 µg l^{-1}) i els valors de nitrogen total també (TN ca. 526 µg l^{-1}), presenta valors de fòsfor total elevats (TP ca. 22,7 µg l^{-1}) que el situen en el domini de la mesotròfia (9,3 µg l^{-1} <TP <31 µg l^{-1}).

El canvi en les condicions ambientals promogudes pel projecte LIFE+ LimnoPirineus a l'Estanho de Vilac i el millor coneixement de l'hàbitat en el qual es desenvolupa *Luronium natans* ens porta a proposar la modificació de la seva inclusió dins de l'Hàbitat CORINE 22.433, en tractar-se aquest de masses d'aigua oligotròfiques. Segons les característiques de l'aigua, la població permanentment inundada correspon a l'Hàbitat 22.431 (amb codi propi 22.431n) i s'hauria d'incloure a l'HIC 3150. No obstant això, la població inundada temporalment s'hauria de tractar dins de les comunitats amfíbies perennes de la regió eurosiberiana i alpina (22.31) amb un codi propi que les identifiqui (22.31n poblacions amfíbies de *Luronium natans*) per ser incloses a l'HIC 3130. Formacions semblants de *Luronium natans* han estat descrites a Txèquia com una associació (*Luronietum natantis* Szankowski) dins de la classe *Littorelletea* i de l'aliança *Eleocharition acicularis* (Chytrý, 2011).

BIBLIOGRAFIA

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. i 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 p. [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 oligotrophic lakes affected by N deposition. Aquatic Sciences, No 72:277-281.

Boixadera J. *et al.* (2000). *Manual del codi de bones practiques agràries: Nitrogen*. Lleida: Generalitat de Catalunya, Departament d'Agricultura, Ramaderia i Pesca, Direcció General de Producció Agrària i Innovació Rural.

Bordonau J., Pozos J., Queralt P. i Vilaplana J. M. (1989). Geometría y depósitos de las cubetas glaciolacustres del Pirineo. *Estudios Geol*. 45: 71-79.

Camarero L. i Catalan J. (2012). Atmospheric phosphorus deposition may cause lakes to revert from phosphorus limitation back to nitrogen limitation. *Nature Comunications* 3: 1118.

Catalan J., Camarero L., *et al.* (1994). Nitrogen in Pyrenean lakes (Spain). *Hydrobiologia* 274: 17-27.

Catalunya. Decret Legislatiu 2/2008, de 15 d'abril, pel qual s'aprova el Text refós de la Llei de protecció dels animals. *Diari Oficial de la Generalitat de Catalunya*, de 17 d'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. i Jiménez E. (2014). Geologia, geomorfologia i hidrologia. A: Boixadera J. *et al.* (coord.). *Els sòls de Catalunya. Val d'Aran*: 23-35. Barcelona: ICGC-DAAM-Conselh Generau d'Aran. Monografies Tècniques 4.

Cooke G. D., Welch E. B., Petrson S. A. i Newroth P. R. (1993). *Restoration and Management of Lakes and Reservoirs*. 2a edició. Florida: RCR Press Lewis Publishers.

Comunitat Econòmica Europea. Directiva 92/43/CEE del Consell, de 21 de maig de 1992, relativa a la conservació dels hàbitats naturals i de la fauna i flora silvestres. *Diari Oficial de les Comunitats Europees*, de 22 de juliol 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. i Kassam A. H. (1979). Efectos del agua sobre el rendimiento de los cultivos. Roma: FAO.

Espanya. Reial Decret 139/2011, de 4 de febrer, per al desenvolupament del Llistat d'espècies silvestres en règim de protecció especial i del Catàleg espanyol d'espècies amenaçades. *Butlletí Oficial de l'Estat,* 23 de febrer de 2011, núm. 46, sec. I., p. 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 dades cartogràfica [consulta: 8 de març de 2015]. Modalitat d'accés VISSIR v3.25 http://www.icc.cat/vissir3/.

Jeffrey S. W. i 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. i 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. i Wade P. M. (2003). Ecology of the Floating Water-plantain. Luronium natans [en línia]. EC Life Nature Program. Peterborough: Life in UK Rivers. [Consulta: 05 de juliol de 2015]. Disponible a http://ec.europa.eu/environment/life/project/Projects/index.cfm?fuseaction=home.showFile&rep=file&fil=SMURF_plantain.pdf.

Miró A., Sabás I. i 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 aproach 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. Gènova: Vitali e Ghianda.

Willby N. J. i Eaton J. W. (1993). The Distribution, Ecology and Conservation of Luronium natans (L.) Raf. in Britain. *J. Aquat. Plant Mgmt* 31: 70-76.

~ Estany i molleres de Trescuro ~

EL SISTEMA DE MOLLERES DE TRESCURO: GRADIENTS AMBIENTALS I ESDEVENIMENTS CLIMÀTICS LIMITEN LA DISTRIBUCIÓ LOCAL DE LES COMUNITATS VEGETALS

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

1. Institut de Recerca de la Biodiversitat (IRBio) i Departament de Biologia Evolutiva, Ecologia i Ciències Ambientals, Universitat de Barcelona. Av. Diagonal 643, 08028 Barcelona, Catalunya, Espanya.
2. Grup d'Ecologia Integrativa d'Aigües Continentals, Centre d'Estudis Avançats de Blanes (CEAB-CSIC). Carrer d'accés a la Cala St. Francesc, 14, 17300, Blanes, Catalunya, Espanya.

RESUM

Els ecosistemes de mollera que es troben a les muntanyes alpines tenen un gran valor ecològic, ja que la seva distribució està molt limitada per la fisiografia abrupta i per la influència climàtica mediterrània. La gestió i la conservació d'aquests ecosistemes vulnerables passa per entendre com els factors ambientals, juntament amb un règim hídric variable, condicionen els patrons de vegetació a les molleres. En aquest treball, analitzem la relació entre els factors abiòtics i la distribució de diferents tipus de comunitats vegetals en el sistema hidrotorbós de Trescuro. Amb aquest objectiu, vam establir 30 punts de mostreig en el mosaic de vegetació, on es van registrar el pH, la conductivitat elèctrica, la profunditat de la capa freàtica i la concentració d'ions durant els estius de 2014 i 2015. Els resultats evidencien que la variació en el nivell freàtic és el principal condicionant de la distribució de la vegetació a petita escala, seguida de la concentració d'ions. Les comunitats solígenes, que depenen en gran mesura de l'aigua d'escolament superficial, van ser les més afectades pels esdeveniments de sequera i, per tant, les més sensibles a la colonització per part dels arbres.

INTRODUCCIÓ

Les torberes són ecosistemes hidrotorbosos força comuns a Europa, especialment en regions boreals, on hi ha més del 60 % dels 187.000 km^2 de torberes europees (Jones-Walters i Summary, 2010; Raeymaekers, 2000). En latituds europees meridionals, aquests hàbitats de torbera estan molt menys estesos i es limiten principalment a enclavaments topogràfics particulars de les muntanyes alpines. Als Pirineus catalans reben els noms de molleres, patamolls o altres denominacions locals. Els Pirineus representen el límit de distribució sud-oest d'aquests ecosistemes, en contacte amb la regió mediterrània.

Les molleres tenen una àmplia gamma de funcions ecosistèmiques, com ara l'emmagatzematge de carboni, l'amortiment dels fluxos d'energia i aigua, la provisió d'hàbitats específics per a la flora i la fauna, etc. (Joosten *et al.*, 2017). Allotgen espècies de plantes i formen hàbitats que són de gran interès (Directiva 92/43/CEE), especialment als Pirineus i en massissos similars, per la seva escassetat regional. La pèrdua i la degradació de les molleres que s'han produït en les últimes dècades, principalment a causa de l'activitat humana, han portat a una disminució del 70 % de la seva superfície total a Europa (Raeymaekers, 2000). Com a resultat, els sistemes hidrotorbosos són els grups d'hàbitats més amenaçats a la Unió Europea (Janssen *et al.*, 2016). Totes aquestes característiques fan que la conservació i la restauració de molleres sigui una prioritat important en les agendes europees i nacionals.

L'escassetat de nutrients i les condicions hidrològiques extremes de les molleres (inundació, flux d'aigua) actuen com a forts factors limitants per a moltes espècies (Bridgham *et al.*, 1996). Per aquesta raó, les comunitats biòtiques d'aquestes àrees són altament especialitzades i sovint inclouen una alta taxa d'espècies úniques i rares, que mereixen un alt nivell de conservació (Jiménez-Alfaro *et al.* 2014). A més, a causa d'aquesta especialització, les espècies de mollera són molt sensibles als canvis ambientals que poden conduir a l'alteració del sistema. En particular, són sensibles a les oscil·lacions en el règim hídric associades a les variacions climàtiques, com són la disminució de precipitacions i l'augment de les temperatures, o a causa de l'activitat antròpica, com la gestió de l'aigua per a les instal·lacions hidroelèctriques. Aquestes pertorbacions podrien conduir a una pèrdua d'hàbitats de mollera (Essl *et al.*, 2012) a les zones de muntanya d'altitud moderada i restringir la seva distribució a les zones alpines. Per tot això, comprendre la resposta de la vegetació de mollera a

les condicions hidroecològiques, especialment durant esdeveniments climàtics extrems, és un pas clau per planificar la gestió i la conservació de molleres dins d'un context de canvi climàtic global.

Als Pirineus, la majoria de les molleres es troben en conques explotades per centrals hidroelèctriques, que han destruït directament alguns d'aquests ecosistemes en el passat i que segueixen sent una amenaça i una font de pertorbació artificial. No obstant això, la presència de preses i la possibilitat de regular ecològicament el règim hidrològic podria brindar una oportunitat per millorar l'estat de conservació d'aquests hàbitats.

Durant les últimes dècades, s'han estudiat les comunitats vegetals de mollera en els massissos del sud d'Europa (Aldasoro *et al.*, 1996; Bragazza i Gerdol, 1999; Carrillo *et al.*, 2008; Pérez-Haase *et al.*, 2012; Pérez-Haase i Ninot, 2017). Tanmateix, encara estem lluny del nivell de coneixement adquirit en les torberes atlàntiques i boreals, que han estat estudiades en profunditat i monitoritzades durant molt de temps. La vegetació de les molleres pirinenques està dominada principalment per comunitats de ciperàcies i molses, que puntualment inclouen petits monticles ombrotròfics de *Sphagnum* i claps d'herbassars higròfils. A causa de les condicions fisiogràfiques i bioclimàtiques, el seu desenvolupament òptim es troba a l'estatge subalpí (Pérez-Haase *et al.*, 2012).

Els patrons de distribució de les comunitats de mollera al llarg de gradients ecològics s'han estudiat en diferents àrees del món (Bridgham *et al.*, 1996; Castelli *et al.*, 2000; Sjors, 2002). Els principals gradients que condicionen la vegetació són la profunditat del nivell freàtic (Malmer, 1986; Sekulová *et al.*, 2013; Pérez-Haase i Ninot, 2017), la riquesa de nutrients i la fertilitat de l'aigua (Gredol, 1995; Okland, 1989) i l'acidesa de l'aigua (Sekulová *et al.*, 2013; Wheeler i Proctor, 2000). Aquests gradients actuen conjuntament en els sistemes hidrotorbosos i determinen la composició i les característiques de la vegetació que es troba en cada punt. A part de casos aïllats (Pérez-Haase i Ninot, 2017), les molleres pirinenques han estat poc estudiades pel que fa a la relació entre gradients ambientals i distribució de la vegetació. Aquest estudi se centra en les molleres de Trescuro, que constitueixen un sistema únic tant per la seva estructura hidrològica com per l'alt grau de diversitat d'espècies rares i d'hàbitats d'interès (Carrillo *et al.*, 2008). A més, els llacs i les molleres de Trescuro estan inclosos en una reserva integral dins del Parc Nacional d'Aigüestortes i Estany de Sant Maurici, la qual cosa ha ajudat a mantenir l'enclavament notablement intacte i en un bon estat de conservació, tot i la presència de represes hidroelèctriques a la conca i de l'ús ramader (figura 1).

Aquest estudi planteja dos objectius principals: (1) avaluar els principals gradients ecològics que determinen la distribució dels diferents tipus de vegetació a les molleres de Trescuro, i (2) analitzar la resposta dels diferents tipus de comunitats vegetals a les variacions en les condicions ambientals, i particularment a un esdeveniment de sequera ocorregut l'estiu de 2015.

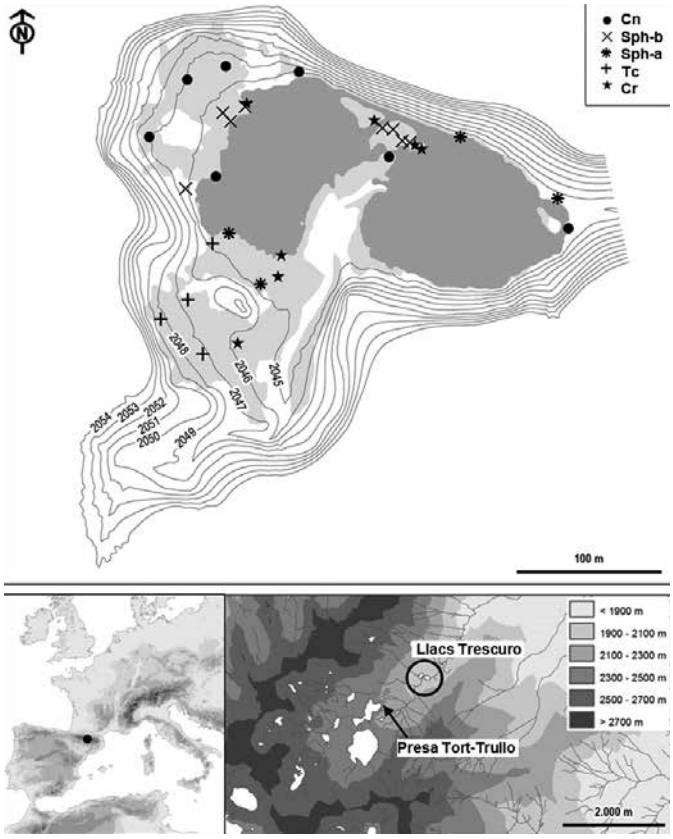
Figura 1. Visió general de l'entorn de Trescuro. El sistema hidrotorbós es desenvolupa principalment a les franges de relleu suau al voltant dels dos petits llacs.

MATERIALS I MÈTODES

Àrea d'estudi

Els llacs de Trescuro i el complex de molleres circumdant, situats als Pirineus centrals, estan situats a 2.045 msnm, en un clima d'alta muntanya. La temperatura mitjana anual és de 5,3 °C i la precipitació mitjana anual és de 1.150 mm amb pics de primavera i tardor (SMC, 2016).

El complex lenític consta de dos petits llacs, de 5,7 i 5,4 m de profunditat amb superfícies de 0,8 i 0,7 ha, i un volum total de 21.139 i 17.709 m^3, enclavats en substrat granític (Generalitat de Catalunya, 2007). Els dos llacs estan ben connectats (figura 2) i l'entrada principal d'aigua prové del riu principal de la vall, que desemboca al llac de la dreta; el llac de l'esquerra s'alimenta principalment a través de petits rierols. La representació topogràfica de l'àrea (figura 2) mostra un relleu suau que envolta el llac esquerre, fet que facilita el desenvolupament de comunitats de mollera. En contrast, els marges del llac dret són molt més abruptes i estan coberts principalment per boscos de *Pinus uncinata*.



▲ **Figura 2.** Situació de l'àrea d'estudi i dels punts de mostreig, classificats segons el tipus de vegetació. A la figura principal, el gris fosc representa la superfície del llac i el gris clar l'àrea principal de la mollera. Les abreviatures corresponen a: mollera de *Carex nigra* (Cn), mollera de *Trichophorum cespitosum* (Tc), mollera de *Carex rostrata* (Cr), monticles baixos de *Sphagnum* (Sph-b) i monticles alts de *Sphagnum* (Sph-a).

Tot i que actualment l'àrea està protegida, el flux d'aigua va ser alterat artificialment a mitjan segle XX per la construcció de preses hidroelèctriques i de diversos canals subterranis aigües amunt. La regulació hidroelèctrica encara es practica i, per tant, condiciona la dinàmica fluvial. En general, el sistema de llacs i el seu entorn són rics en biodiversitat vegetal i hàbitats; Carrillo *et al.* (2008) van documentar-hi 10 hàbitats CORINE. Entre les comunitats de plantes rares es troben les molleres de transició (molleres de *Carex rostrata* amb *Sphagnum* al llarg dels marges del llac), boscos torbosos de pi negre (*Pinus uncinata*) i molleres actives amb *Sphagnum* i ericàcies. Les últimes dues unitats estan classificades com a hàbitats d'interès comunitari (HIC) prioritaris per la legislació de la CE (Directiva 92/43/CEE). En general, el sistema de molleres pot classificar-se com una torbera mixta, amb vegetació calcícola i acidòfila. Pel que fa a les condicions hidrològiques, una gran part està situada en un pendent suau on la circulació de les aigües superficials crea condicions solígenes. A les àrees més baixes, però, hi ha nombrosos monticles ombrotròfics de *Sphagnum*, alguns dels quals formen bonys elevats més d'1 m per sobre de la superfície plana de la mollera. L'extensió i la densitat dels rodals de bosc torbós ha canviat amb el temps, en part a causa de l'activitat humana. Durant les últimes dècades, la densitat de la pineda en el sistema hidrotorbós ha augmentat clarament en detriment d'altres unitats de mollera, fet que pot considerar-se una amenaça per a la conservació de la mollera. El paisatge que envolta el sistema lenític està dominat per boscos de *Pinus uncinata* amb *Rhododendron ferrugineum*. Més amunt, en els vessants de la conca, el bosc dona pas a un paisatge de pastures de *Festuca eskia* i *Nardus stricta*, i a zones rocoses (Carrillo *et al.*, 2008).

Mostreig de vegetació, aigua freàtica i sòl

Vam partir de la identificació dels principals règims hidrològics i dels principals tipus fisiognòmics de vegetació del sistema de molleres. Vam establir 30 punts de mostreig distribuïts en l'àrea d'estudi, que cobrien totes les condicions hidrològiques i tots els tipus de vegetació amb almenys tres punts en cada un. A cada punt de mostreig vam instal·lar un tub de PVC perforat, enfonsat verticalment 1 m a la mollera, per monitoritzar el nivell freàtic i per extreure mostres d'aigua subterrània per fer-ne l'anàlisi química.

Al voltant de cada tub de PVC, vam fer un inventari de vegetació en una àrea de 2,5 × 2,5 m, consistent en una llista exhaustiva d'espècies de plantes vasculars i de briòfits. A cada espècie se li va assignar un valor a l'escala Domin que oscil·la entre 1 i 10, d'acord amb la seva cobertura projectada.

L'estiu de 2014 vam mostrejar aigua de cada tub per mesurar el pH i la conductivitat elèctrica amb una sonda portàtil i per analitzar-la químicament al laboratori. Després de filtrar aquestes mostres d'aigua (diàmetre de porus: 20 micres), es van analitzar les concentracions de calci, silici, sodi, ferro, alumini, sofre, zinc, coure, potassi, fòsfor, magnesi i manganès mitjançant espectrometria de masses de plasma acoblat inductivament (ICP-SRA).

La profunditat del nivell freàtic es va mesurar quinze-

nalment durant el període vegetatiu de 2014 i 2015 (del 18 de juny al 9 d'octubre de 2014 i del 2 de juny al 30 d'octubre de 2015). Paral·lelament, vam avaluar el nivell de l'aigua dels llacs mitjançant un registrador automàtic instal·lat a cada llac.

A més, vam obtenir una mostra de sòl mitjançant sonda d'acer en cada punt de mostreig per tal de caracteritzar les capes superiors del sòl (~ 20 cm) en termes de gruix de torba i altres característiques.

Anàlisi de les dades

Per classificar numèricament els inventaris de vegetació, vam elaborar una matriu de distàncies basada en les dades específiques de cada inventari i finalment vam produir un dendrograma que permetés evidenciar els principals grups de vegetació o comunitats vegetals (per a més detalls, vegeu Colomer *et al.* (2019)).

També vam analitzar la relació entre les variables ambientals i la distribució de la vegetació a través d'una anàlisi canònica de correspondència (CCA), utilitzant el programari CANOCO (Leps i Smilauer, 2003). Les variables explicatives significatives en el model (valor $p < 0{,}05$ en un test de permutacions de Monte Carlo) es van seleccionar mitjançant un procediment de selecció per passos. Les coordenades mètriques de cada punt es van analitzar com a covariables per avaluar l'efecte de l'autocorrelació espacial.

Abans d'executar l'anàlisi, vam corregir les dades de conductivitat elèctrica quan el pH estava per sota de 5, per eliminar l'acidesa mesurada corresponent a la conductivitat de protons, seguint Sjors (1950), ja que les dades de conductivitat corregides es correlacionen millor amb la distribució de la vegetació. A més, vam calcular els coeficients de correlació de Pearson entre les variables explicatives. Quan la correlació entre dues variables va ser superior a 0,75 en vam descartar una de les dues.

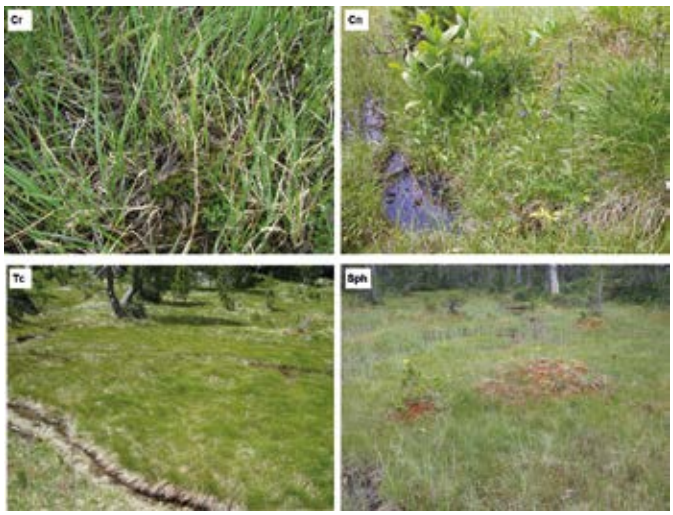
Finalment, les dades ecològiques de les diferents comunitats vegetals les vam comparar utilitzant ANOVA per a les variables amb distribució normal. La resta de variables es van transformar logarítmicament i les que encara presentaven una distribució no normal després de la transformació es van analitzar amb la prova de Kruskal-Wallis. Aquestes anàlisis es van fer amb R (R Core Team, 2013), utilitzant el paquet *vegan* (Oksanen *et al.*, 2015).

RESULTATS

Vegetació

El conjunt dels 30 inventaris inclou 108 espècies, de les quals 62 són plantes vasculars i 46 briòfits. Només vuit espècies es trobaven en més del 50 % dels 30 inventaris, amb una cobertura molt variable. Només quatre espècies tenien una cobertura mitjana de més del 10 %: dues ciperàcies (*Carex rostrata* i *Trichophorum cespitosum*), una rosàcia (*Potentilla erecta*) i una molsa (*Sphagnum capillifolium*).

La classificació numèrica dels inventaris va evidenciar cinc tipus de comunitats vegetals (figura 3). Entre elles, la mollera de *Carex nigra* inclou rodals de vegetació dominats per *Carex nigra* i una sèrie d'espècies característiques de mollera alcalina, com *Carex davalliana* o *Swertia perennis*. La mollera de *Trichophorum cespitosum* és una comunitat dominada per aquesta ciperàcia, de règim solígen, ja que prospera en vessants suaus amb flux constant d'aigua superficial o subterrània. La mollera de *Carex rostrata* és una comunitat pobra en espècies, situada al llarg dels marges del llac i freqüentment amb aigua per sobre del nivell del sòl. Els monticles baixos de *Sphagnum* s'eleven lleugerament per sobre de la mollera circumdant, i estan formats principalment per S. *magellanicum, S. russowii* i *S. teres*; inclouen algunes plantes higròfiles com *Viola palustris* i *Carex rostrata*, juntament amb *Calluna vulgaris* i *Potentilla erecta* més o menys abundants. Els monticles alts de *Sphagnum* són més elevats, en forma de bony, fet que resulta en una posició de la part superior del bony més allunyada de la capa freàtica. Es caracteritzen per espècies que no poden prosperar en substrats inundats, com *Vaccinium myrtillus, Rhododendron ferrugineum* o *Pinus uncinata*, i mostren alts percentatges de cobertura de *Sphagnum capillifolium*.

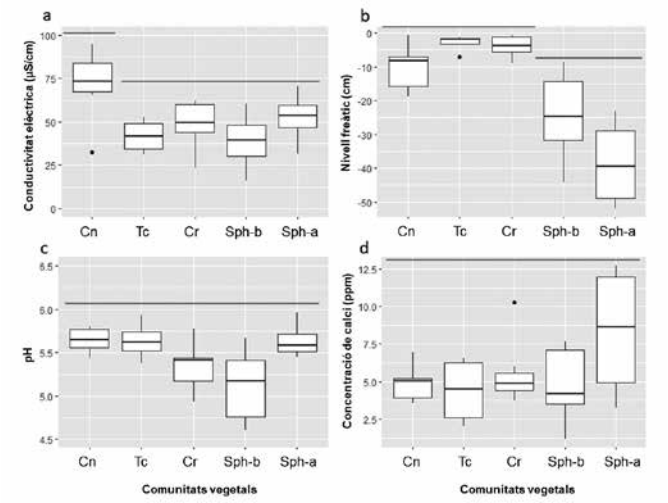


▲ **Figura 3.** Exemples dels tipus de vegetació estudiats: molleres de *Carex rostrata* amb *Sphagnum* (Cr), de *Carex nigra* (Cn) i de *Trichophorum cespitosum* (Tc), i monticles de *Sphagnum* (Sph).

Quant als tipus de sòl, tots els punts de mostreig tenien un horitzó hístic de gruix variable entre comunitats vegetals, situat sobre un nivell sorrenc que inclou graves i llims. Els monticles baixos i alts de *Sphagnum* sempre eren torbosos (és a dir, amb horitzó hístic o de torba ≥30 cm), mentre que altres tipus de vegetació no eren necessàriament torbosos. Les molleres de *Carex nigra* i de *Trichophorum cespitosum* van mostrar les mitjanes de gruix de torba més baixes (33 i 41 cm, respectivament). En relació amb la saturació del sòl, per a tot tipus de vegetació, la mitjana del nivell freàtic mínim va estar per sobre de la mitjana del nivell inferior de la torba.

Relació entre vegetació i variables ambientals

Les principals variables ambientals mostren tendències interessants dins de la vegetació estudiada, tot i que hi ha poques diferències clares entre comunitats vegetals (figura 4). Els valors de conductivitat elèctrica a la mollera de *Carex nigra* van ser significativament més alts que a la resta de les comunitats (ANOVA; F = 4,12; p = 0,011) (figura 4a); no es van trobar diferències significatives en el pH entre els tipus de vegetació (ANOVA; F = 2,75; p = 0,108) (figura 4c).

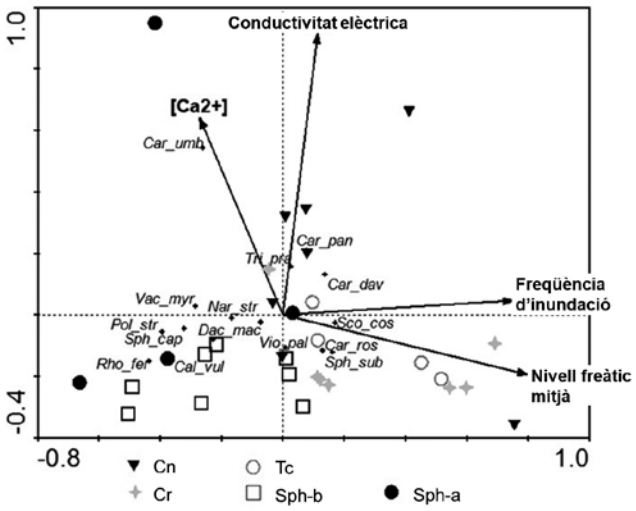


▲ **Figura 4.** Gràfics de caixes per a les principals variables ecològiques: conductivitat elèctrica (a), pH (b), profunditat del nivell freàtic (c) i concentració de calci (d) (mesures a partir de tubs de PVC d'1 m de profunditat). Les comunitats vegetals s'identifiquen com a la figura 2, i les línies horitzontals indiquen agrupació de comunitats en relació amb cada variable.

El nivell freàtic mitjà en les dues comunitats de *Sphagnum* (monticles baixos i alts) va ser significativament més baix que en les altres comunitats (Kruskal-Wallis; K = 2,02; p = 0,002), i van ser els monticles alts els que van experimentar els nivells més baixos (de mitjana, 40 cm per sota de la superfície; figura 4b).

El calci (Ca^{2+}) va ser l'ió més abundant, amb un valor mitjà per a tot el sistema de 5,56 ppm, i sense diferències significatives entre comunitats (ANOVA; F = 3,54; p = 0,124) (figura 4d). En la majoria dels casos, el coure, el zinc i el fòsfor tenien valors per sota del llindar de detecció del mètode utilitzat (0,2 ppm per a P i 0,01 ppm per a Cu i Zn), de manera que les seves concentracions no es van incloure en l'anàlisi estadística.

Els principals gradients ambientals que descriuen la variabilitat de la vegetació en estudi es van evidenciar mitjançant una CCA per passos (figura 5). Els primers dos eixos representen el 17,2 % de la variància total (10,0 % el primer eix i 7,2 % el segon). A la figura, els punts de mostreig apareixen principalment distribuïts al llarg del primer eix de variació. Aquest eix està fortament relacionat amb les variables de l'aigua freàtica, com són el nivell freàtic mitjà i el nombre total de dies d'inundació, mentre que el segon eix està relacionat amb el contingut de minerals i nutrients de l'aigua, a través de la conductivitat elèctrica i la concentració de calci.



▲ **Figura 5.** Ordenació d'una anàlisi de correspondència canònica (CCA) que mostra els punts de mostreig i les espècies més freqüents, pel que fa a les variables significatives. Les comunitats vegetals (símbols) s'identifiquen en la llegenda com a la figura 2. Les 15 espècies que més s'ajusten a l'ordenació s'indiquen pels seus noms abreviats i són (per ordre alfabètic): *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* i *Viola palustris.*

Règim hidrològic

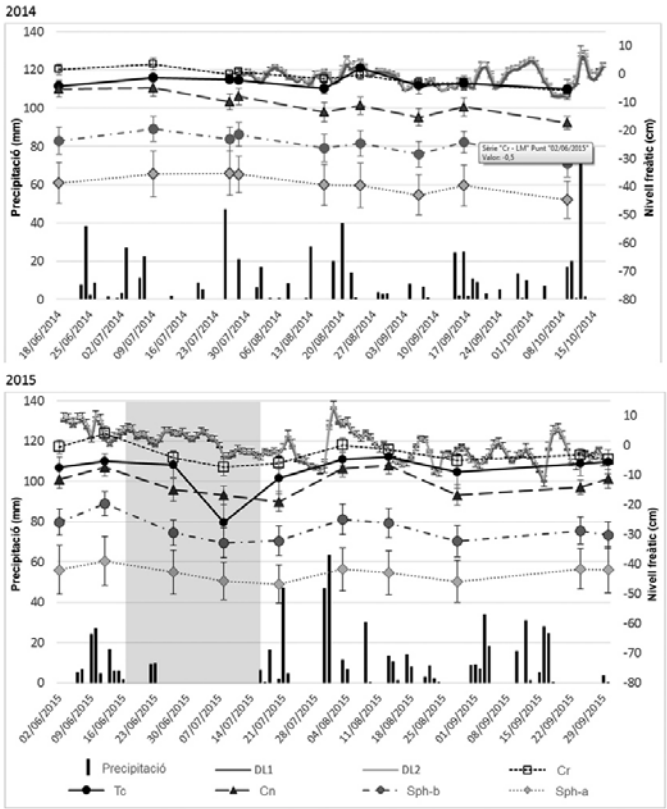
La profunditat de l'aigua freàtica, la variable més influent en la distribució de la vegetació, va oscil·lar des de -44 cm en les àrees més elevades i en els monticles de *Sphagnum* fins a valors positius (12 cm), que indiquen inundació, al llarg dels marges del llac i dels rierols. Les àrees amb un nivell freàtic mitjà més profund sovint corresponen a molleres elevades produïdes per l'acumulació de torba i, per tant, no es tracta necessàriament d'àrees marginals del sistema hidrotorbós.

El nivell freàtic mitjà va ser lleugerament inferior el 2015 que el 2014 a tots els punts mostrejats, tot i que les diferències no són significatives (Kruskal-Wallis; K = 3,02; p = 0,082), i el nivell d'aigua dels llacs (segons els registradors automàtics de dades) també va ser superior el 2014.

Resposta del sistema a la precipitació

Per determinar la resposta de cada tipus de vegetació als canvis en les entrades d'aigua, vam comparar les oscil·lacions del nivell freàtic durant el període vegetatiu amb les dades de precipitació registrades a l'estació meteorològica més propera (a 2 km de distància i a uns 500 m d'altitud per sobre) (figura 6). Durant els 122 dies del període d'es-

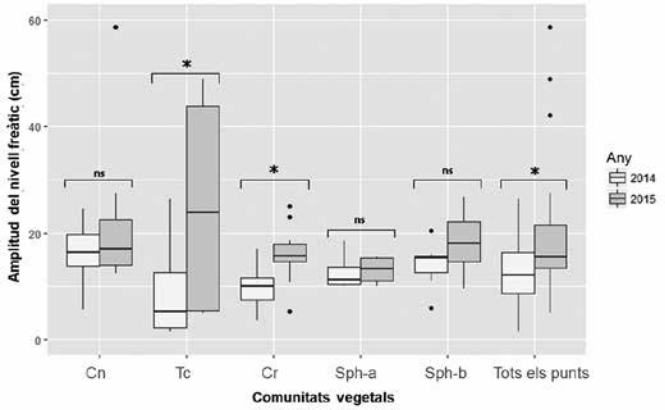
tudi de 2014 va haver-hi esdeveniments de pluja 51 dies, amb una precipitació total de 602,4 mm, mentre que en els 121 dies del període de 2015 hi va haver 46 dies plujosos, amb un total de 594,5 mm. Tot i la similitud d'aquestes dades en brut d'un any a l'altre, l'estiu de 2015 va incloure un període sec notable: entre mitjan juny i mitjan juliol només hi va haver dos esdeveniments de pluja, que van totalitzar només 19,1 mm. Aquest episodi de sequera, ressaltat en gris a la figura 6, és una bona oportunitat per avaluar la resposta de les diferents comunitats vegetals a esdeveniments extrems.



▲ **Figura 6.** Variació del nivell freàtic a les comunitats vegetals (identificades com a la figura 2) i de la superfície de l'aigua dels dos llacs (DL1, llac esquerre; DL2, llac dret), i precipitació registrada durant el període d'estudi, de 2014 i 2015. L'ombrejat gris correspon a l'esdeveniment de sequera de 2015.

Durant l'any 2014, el nivell freàtic mitjà va ser significativament diferent entre totes les comunitats vegetals (Kruskal-Wallis; K = 423,38; p = 0,00) excepte entre la de *Carex rostrata* i la de *Trichophorum cespitosum*; mentre que el 2015 totes les comunitats van ser significativament diferents en aquest aspecte (Kruskal-Wallis; K = 220,46, p = 0,01). No es van trobar diferències significatives entre els dos anys d'estudi dins de cada comunitat (Kruskal-Wallis; K = 312,31, p = 0,081). No obstant això, l'amplitud del nivell freàtic va ser significativament més gran el 2015 que el 2014, la qual cosa indica una variabilitat més gran durant el 2015, quan va ocórrer l'episodi de sequera (figura 7). Durant aquest episodi, la comunitat que va patir la major disminució de nivell freàtic va ser la mollera de *Trichophorum cespitosum*, que va passar de -6,5 cm a -25,9 cm (figura 6).

Pel que fa a l'oscil·lació del nivell d'aigua dels llacs, es va detectar un petit retard en la resposta als esdeveniments de precipitació del llac esquerre, ja que va trigar més temps que el llac dret a augmentar de nivell després dels episodis de precipitació. El 2014, l'amplitud d'oscil·lació del nivell d'aigua va ser de 13,8 cm al llac esquerre i de 16,0 cm al llac dret, mentre que el 2015 les amplituds van ser de 25,0 i 25,1 cm respectivament.



▲ **Figura 7.** Amplitud de la profunditat del nivell freàtic el 2014 i 2015 en les comunitats vegetals mostrejades (identificades com a la fig. 2). Els asteriscs indiquen amplituds significativament diferents entre els dos anys (P <0,05), i ns diferències no significatives.

DISCUSSIÓ

Vegetació i gradients ecològics

La classificació de la vegetació de mollera en cinc tipus de comunitats és consistent amb la descripció de la vegetació feta prèviament a l'àrea utilitzant el mètode fitosociològic (Carrillo i Ninot, 1992). Les dues classificacions es poden interpretar com la resposta de les plantes als gradients ambientals, ja que són el resultat de l'acoblament d'espècies en comunitats, dins del mosaic hidrotorbós. El nivell freàtic (profunditat mitjana i nombre de dies d'inundació) és el principal gradient ecològic que explica la variació en la vegetació. Resultats similars en estudis previs (Bragazza *et al.*, 2005; Castelli *et al.*, 2000; McIlroy i Allen-Diaz, 2012) també donen suport a la idea que, a escales de detall, la mitjana i l'oscil·lació del nivell freàtic formen el gradient ecològic més important que determina la composició i la distribució de la vegetació, especialment en les torberes d'alta muntanya (Pérez-Haase i Ninot, 2017; Raulings *et al.*, 2010).

En segon lloc, el contingut mineral de l'aigua (avaluat a través de la concentració d'ions) apareix com un gradient rellevant, igual com en altres torberes alpines (Gredol, 1995). Els valors de pH de l'aigua subterrània també van donar diferències rellevants entre comunitats vegetals. No obstant això, el pH no va destacar com un gradient ecològic determinant en la selecció gradual de variables,

probablement perquè els seus efectes sobre la vegetació deuen quedar emmascarats pels del contingut mineral.

La rellevància del nivell freàtic i el contingut de minerals a l'aigua en el sistema de Trescuro és consistent amb altres estudis a escales locals en àrees de muntanya, mentre que en estudis a escala regional les variables climàtiques i els gradients de pH són els factors més rellevants (Okland, 1989; Sekulová *et al.* 2013).

La mollera de *Carex rostrata*, situada al llarg dels marges del llac, es va caracteritzar per trobar-se en el nivell freàtic més alt, amb alguns dies d'inundació. Les molleres de *Trichophorum cespitosum* i de *Carex nigra* van presentar nivells freàtics molt més variables, depenent de la ubicació de cada parcel·la en relació amb els rierols i els marges dels llacs. Pel que fa als monticles baixos i alts de *Sphagnum*, el seu nivell freàtic va ser permanentment baix, ja que es troben elevats per sobre de la resta del sistema de molleres. Els seus valors de nivell freàtic i de pH i la seva extensió superficial reduïda els porten a ser inclosos en els *bog hummocks*, en contrast amb els *fen carpets* que inclourien la resta de molleres, seguint la terminologia proposada per Wheeler i Proctor (2000) i per Okland *et al.* (2001). No obstant això, la gran variabilitat en les concentracions de calci trobades en els monticles alts no s'ajusta a cap d'aquestes categories. Aquesta variabilitat probablement es deu al fet que les parts inferiors dels monticles estan influenciades per l'aigua de la mollera circumdant, mentre que les parts més altes estan influenciades gairebé exclusivament per l'aigua de pluja. Per tant, els monticles tenen condicions de transició entre la minerotròfia i l'ombrotròfia (Rydin i John, 2006). Les torberes de *Sphagnum* pirinenques representen la ubicació més al sud d'aquests tipus de comunitats, fet que les situa a la vora de l'extinció des d'una perspectiva geogràfica (Harrison *et al.*, 2006; Joosten *et al.*, 2017). L'alta dependència d'aquestes molleres de la precipitació vol dir que la disminució de les precipitacions cap al sud europeu podria convertir-se en una amenaça rellevant per a aquests valuosos hàbitats (Hedwall *et al.*, 2017; Strack, 2008).

Resposta del sistema a les variacions d'entrada d'aigua

En els darrers 50 anys hi ha hagut una freqüència creixent de períodes de sequera durant els mesos d'estiu. Cada dècada, la temperatura de l'estiu ha augmentat 0,4 °C i la precipitació ha disminuït al voltant de 28 mm (OPCC, 2014; Serra *et al.*, 2006). A més, és molt probable que aquestes tendències augmentin a tot Europa central i a l'àrea mediterrània en les pròximes dècades (IPPC, 2013).

Les molleres són molt sensibles a aquestes variacions climàtiques, principalment a l'impacte negatiu que tenen els períodes de sequera d'estiu en el règim hidrològic (Fenner i Freeman, 2011; Romanowicz *et al.*, 1993) i, posteriorment, en la vegetació que depèn de l'aigua freàtica poc profunda i de l'escolament superficial (Breeuwer *et al.*, 2009). A més, quan el nivell freàtic cau per sota del punt d'inflexió de -24 cm, la respiració de la torbera augmenta significativament per una major activitat fúngica (Jassey *et al.* 2018). No obstant això, la resposta dels diferents tipus de comunitat en un sistema hidrotorbós a la sequera ha de variar d'acord amb la resistència particular de les espècies de plantes i els tipus de vegetació (Breeuwer *et al.* 2009; Harrison *et al.* 2006).

El període de sequera que va tenir lloc l'estiu de 2015, consistent en 22 dies sense precipitacions i amb nivells molt baixos d'humitat atmosfèrica, és una gran oportunitat per analitzar la resposta de la vegetació torbosa a aquesta mena de pertorbació. A més, la temperatura mensual mitjana va ser 3,5 °C més alta que la temperatura mitjana de juliol de 30 anys enrere (de 1961 a 1990) (SMC, 2015). Aquest estudi de cas és molt significatiu, ja que els esdeveniments de sequera representen una amenaça real per a les molleres pirinenques.

D'acord amb la resposta hidrològica registrada en els 30 punts de mostreig en el sistema de Trescuro, les diferents comunitats vegetals van respondre de manera similar a l'entrada i sortida d'aigua regular, però van mostrar diferències notables després de l'esdeveniment de sequera extrema. La comunitat de *Carex rostrata* dels marges lacustres va respondre molt fidelment a les oscil·lacions del nivell d'aigua dels llacs i, per tant, el seu nivell freàtic va baixar una mitjana de 5 cm durant l'esdeveniment de sequera.

La mollera de *Carex nigra*, situada prop de rierols o fins i tot de la riba lacustre, va mostrar una capacitat superior d'amortiment d'aigua i resistència a la sequera, ja que va mantenir un nivell freàtic relativament constant durant els estius de 2014 i de 2015. Això pot ser degut en part a la major capacitat de retenció d'aigua dels sòls corresponents, de textura més fina i torbosos.

Els monticles de *Sphagnum*, especialment els més elevats, inclouen una transició des de les condicions minerotròfiques a les seves parts inferiors fins a les ombrotròfiques a la part superior. Aquesta estructura porta al fet que es retingui l'aigua de precipitació (van Breemen, 1995) i s'alenteixi el seu accés a l'aigua freàtica. Per tant, el nivell freàtic va romandre localment més estable, fins i tot amb valors d'amplitud més baixos l'any 2015, la qual cosa inclou l'esdeveniment de sequera (figura 6).

En canvi, la mollera solígena de *Trichophorum cespitosum* es va mostrar molt dependent del flux d'aigua superficial, que respon principalment al règim de precipitació. En el sistema de Trescuro, aquesta comunitat se situa principalment a la zona perifèrica, que és l'àrea més sensible als episodis de sequera. Durant els primers dies del període de sequera de 2015, el nivell freàtic mitjà d'aquesta comunitat es va mantenir en nivells similars als del període en què rebia aigua d'escolament. No obstant això, quan es va assolir un llindar crític de sequera l'entrada superficial va cessar i el nivell freàtic va caure més de 20 cm de mitjana. Alguns dels tubs registradors van resultar completament secs, la qual cosa indica que el nivell de l'aigua estava per sota dels 100 cm. Aquestes característiques fan que aquest tipus de comunitat sigui el més sensible als episodis de sequera d'estiu.

En sòls torbosos, la franja capil·lar manté el sòl saturat d'aigua per sobre del nivell freàtic (Wheeler, 1999). Això manté les condicions anòxiques (o hipòxiques) a la zona principal d'arrelament i, en conseqüència, pot tenir un

paper determinant en la vegetació. No obstant això, en els rodals de mollera solígena de *Trichophorum* més afectats és improbable que la franja capil·lar influeixi en la zona d'arrelament quan el nivell freàtic es manté tan profund. Per tant, els processos ecològics relacionats amb la reducció de la capa freàtica afectarien les àrees que mostren valors extremadament baixos de nivell freàtic.

A més, la reducció notable de la capa freàtica pot conduir a una disminució de l'estrès per inundació a les arrels, la qual cosa és especialment rellevant per a les plantes no adaptades a sòls saturats. Això podria conduir a la colonització per espècies no adaptades a la inundació, com són les ericàcies subarbustives i altres plantes llenyoses (Belyea i Baird, 2006; Breeuwer *et al.,* 2009; Dise, 2009). Per tant, una freqüència superior dels períodes de sequera conduirà a una oxigenació més elevada del sòl, la qual cosa debilitarà les espècies de mollera i permetrà l'assentament d'espècies llenyoses, com *Pinus uncinata*, i ericàcies (Heijmans *et al.*, 2013). Atès que la mollera boscosa resultant promou més evapotranspiració que la mollera oberta, la retroalimentació positiva pot millorar la invasió de plantes llenyoses i, per tant, produir una reducció en l'extensió de la mollera (Hedwall *et al.* 2017; Holmgren *et al.* 2015). Això podria estar succeint en el sistema de Trescuro, on en les últimes dècades la coberta arbòria ha augmentat del 20 % a gairebé el 35 % (figura 8). En resum, les nostres dades indiquen que les molleres són resistents als canvis ambientals fins a cert nivell de pertorbació, però poden canviar a nous estats quan s'arriba a un punt crític, tal com descriuen Heijmans *et al.* (2013).

Encara que tot el sistema hidrotorbós de Trescuro està interconnectat, hi va haver respostes particulars dins el sistema després d'esdeveniments extrems. Atès que el riu principal entra exclusivament al llac dret, els augments en el flux van tenir lloc després de forts esdeveniments de pluja (figura 6) o després del desglaç generalitzat a principis d'estiu, la qual cosa va produir augments ràpids en el nivell d'aigua. Aquests efectes van ser molt menys notables en el llac esquerre, que s'alimenta principalment de petits corrents superficials (figura 2) i, per tant, està més influenciat pel règim de precipitació. Això suggereix que les molleres relacionades amb el llac dret serien més sensibles a les variacions significatives en el flux del riu, ja siguin causades per una tempesta o per variacions en la gestió hidroelèctrica de l'aigua, mentre que les situades en àrees perifèriques al voltant del llac esquerre es veurien més afectades per esdeveniments de sequera.

▲ **Figura 8.** El sistema de Trescuro inclou petits rodals de bosc torbós que, durant les últimes dècades, s'han densificat i expandit a partir de la colonització dels monticles de *Sphagnum* per part de juvenils de *Pinus uncinata*.

CONCLUSIONS

El règim hidrològic, específicament les variacions en el nivell freàtic, constitueix el gradient ecològic més significatiu per a la distribució de la vegetació de mollera a escala local. La dinàmica comparativa del nivell de l'aigua en els llacs i en les comunitats de mollera que presentem contribueix a una millor comprensió del funcionament de les molleres alpines. La resposta a esdeveniments extrems és diferent en cada comunitat vegetal, però també depèn de la situació de cada comunitat dins el mosaic del sistema hidrotorbós a escala fina, la qual cosa suggereix que el sistema resisteix parcialment esdeveniments extrems com els avaluats en aquest estudi.

No obstant això, si la freqüència d'aquests esdeveniments augmenta, com prediuen els models climàtics, és probable que les molleres pirinenques pateixin greus conseqüències, i fins i tot acabin desapareixent. A Trescuro hem mostrat que les comunitats solígenes que depenen del flux de l'aigua superficial, sovint situades a les parts marginals del sistema, són les unitats més sensibles als esdeveniments de sequera. Aquests esdeveniments poden incentivar la invasió dels arbres i, posteriorment, la reducció de la mollera. Per tant, el seguiment detallat de molleres que depenen de les aigües d'escolament seria molt valuós com una avaluació dels efectes dels esdeveniments de sequera a les torberes de sistemes alpins meridionals.

Aquest estudi de cas és una contribució científica a les bones pràctiques per a la gestió i les estratègies de conservació de les molleres, en un context de canvi climàtic global. Això és particularment important en els paisatges muntanyosos del sud d'Europa, on les molleres es troben en el seu límit biogeogràfic i estan subjectes a condicions ecològiques molt restrictives.

AGRAÏMENTS

Volem agrair al personal gestor del Parc Nacional d'Aigüestortes i Estany de Sant Maurici les facilitats donades per al mostreig; a alguns estudiants (Violeta Martínez, Amaia Mujika, Marc Arimany, Eulàlia Pladevall, Nil Escolà i Marc Fradera) l'ajuda brindada en les tasques de camp i la gestió de dades, i a Albert Ferré l'elaboració de la figura 2.

BIBLIOGRAFIA

Aldasoro J. J., Aedo C., Muñoz J., de Hoyos C., Vega J. C., Negro A. i Moreno G. (1996). A survey on Cantabrian mires (Spain). *Anales del Jardín Botánico de Madrid* 54: 472-489

Belyea L. R. i 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. i 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. i 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. i 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. i Mltere 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'Aigüestortes i Estany de Sant Maurici*: 177–192. Generalitat de Catalunya, Lleida.

Carrillo E. i 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. i 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. i 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

Directiva 92/43/CEE, de 21 de maig de 1992, relativa a la conservació dels hàbitats naturals i de la fauna i flora silvestres. Diari Oficial L 206.

Dise N. B. (2009). Peatland Response to Global Change. *Science* 326(5954): 810-811.

Essl F., Dullinger S., Moser D., Rabitsch W. i 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. i Freeman, C. (2011). Drought-induced carbon loss in peatlands. *Nature Geoscience* 4(12): 895-900.

Generalitat de Catalunya (2007). *Estanys de Trescuro. Inventari de Zones humides de Catalunya*. 577-579.

Gredol 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. i 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. i 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. i 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.

IPPC (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*. Luxemburg: 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. i Summary E. (2010). *Peatlands in Ecological Networks in Europe*, (November). ECNC-European Centre for Nature Conservation, 1-12.

Joosten H., Tanneberger F. i Moen A. (2017). *Mires and peatlands of Europe. Status, distribution and conservation*. Stuttgart, Alemanya: Schweizerbart Science Publishers.

Lepš J. i Smilauer P. (2003). *Multivariate analysis of ecological data using CANOCO*. Cambridge, Regne Unit: 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. i 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. i 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. i Wagner H. (2015). *Vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.4-2.

OPCC (Observatori Pirinenc del Canvi Climàtic) (2014). *Proyecto OPCC-POCTEFA*. Resultados Mayo 2014 [online]. Consultat el 28 d'agost de 2017 a: http://www.opcc-ctp.org/images/PROYECTO_OPCC-POCTEFA_2015_ES_BAJA.pdf.

Pérez-Haase A., Carrillo E., Batriu E. i Ninot J. M. (2012). Diversitat de comunitats vegetals a les molleres de la Vall d'Aran (Pirineus centrals). *Acta Botanica Barcinonensia* 53: 61-112.

Pérez-Haase A. i 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, Àustria.

Raeymaekers G. (2000). *Conserving mires in the European Union*. Actions co-financed by LIFE-Nature (Vol. 216). Luxemburg.

Raulings E. J., Morris K., Roache M. C. i 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. i Glaser P. H. (1993). Hydraulic reversals and episodic methane emissions during drought cycles in mires. *Geology* 21: 231-234.

Rydin H. i John J. (2006). *The Biology of Peatlands*. Oxford University Press.

Sekulová L., Hájek M. i 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. i 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*. Consultat el 5 de setembre de 2016 a: http://premsa.gencat.cat/pres_fsvp/AppJava/notapremsavw/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, Finlàndia.

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. A: Baird A. J. i Wilby R. I. (eds). *Eco-hydrology. Plants and water in terrestrial and aquatic environments*. p 127-180. Routledge, Londres, Regne Unit.

Wheeler B. D. i Proctor M. C. F. (2000). Ecological gradients, subdivisions and terminology of north-west European mires. *Journal of Ecology* 88(2): 187-203.

~ Estany i molleres de Trescuro ~

~ Torbera d'esfagnes associada a un rierolet, a Liat ~

HÀBITATS D'INTERÈS COMUNITARI A LES MOLLERES D'AIGÜESTORTES I DE L'ALT PALLARS: DISTRIBUCIÓ, IMPACTES I AMENACES

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) i Empar CARRILLO (1)

1. Institut de Recerca de la Biodiversitat (IRBio) i Departament de Biologia Evolutiva, Ecologia i Ciències Ambientals, Universitat de Barcelona. Av. Diagonal 643, 08028 Barcelona, Catalunya, Espanya.
2. Institute of Botany and Landscape Ecology, University of Greifswald, Soldmannstrasse 15, 17487 Greifswald, Alemanya.

RESUM

Aquest treball exposa els resultats principals d'un estudi diagnòstic dels hàbitats de mollera que es troben als llocs d'interès comunitari (LIC) Aigüestortes i Alt Pallars, amb l'objectiu de bastir una base sòlida per a la seva gestió conservativa. Aquest estudi comprèn tres nivells d'aproximació: una cartografia general de les unitats de paisatge identificables com a molleres, més grans de 1.500 m^2, un mostreig extensiu dels hàbitats d'interès comunitari (HIC) localitzats al llarg de 15 valls principals repartides pels dos LIC, i un mostreig intensiu de 13 sistemes de mollera rellevants per la seva extensió i complexitat. A partir, sobretot, dels resultats dels dos primers nivells d'aproximació, es caracteritzen els HIC de mollera en termes de distribució geogràfica i ecològica, de singularitat i interès naturalístic, i d'afectacions derivades de les activitats antròpiques.

El conjunt de molleres estudiat comprèn vuit HIC, a més d'altres tipus d'hàbitats aigualosos, dels quals alguns estan restringits a molt poques localitats, i acull 19 espècies que es troben en diferents categories d'amenaça o que són d'elevat interès biogeogràfic i ecològic. Entre elles hi ha algunes espècies de *Carex* o de *Sphagnum* conegudes de poquíssimes localitats pirinenques. Cal considerar que tant els HIC rars com les espècies especialistes sovint es troben molt dispersos en el complex mosaic d'ecosistemes pirinenc, la qual cosa suposa un repte per a la seva gestió conservativa. En general l'estat de conservació de les molleres en aquestes àrees protegides és bo, però l'ús ramader per part de bestiar gros representa una amenaça en algunes localitats on es concentra. La freqüentació per part d'excursionistes i els usos hidroelèctrics generen també afectacions a les molleres, si bé de manera més puntual.

INTRODUCCIÓ

Les molleres són ecosistemes de muntanya de condicions particulars, pel fet que el sòl s'hi troba negat d'aigua, almenys en la major part del període de creixement. Això suposa importants limitacions per a les plantes i altres organismes que viuen al sòl, que es troba en condicions d'hipòxia o anòxia. Les plantes vasculars de les molleres són quasi sempre herbes vivaces, sobretot ciperàcies formadores de rizomes i gespes poc o molt denses, i són especialistes ecològiques d'hàbitat força restringit. Les comunitats vegetals de mollera solen incloure briòfits, que no es veuen afectats negativament pel fet que el sòl sigui xop. Més aviat aquest fet els pot afavorir respecte de les plantes vasculars, de manera que diferents espècies de molses poden prendre-hi un gran protagonisme (Vigo, 2009; Vitt, 2006).

Un altre fet comú a les molleres és la baixa concentració de nutrients minerals que presenten les seves aigües, que en fa un medi entre moderadament i extremament oligotròfic i àcid, situació que es tradueix en unes taxes de creixement vegetal entre moderades i baixes. Tot i que la producció primària és relativament baixa, la poca oxigenació del sòl fa que les restes vegetals que s'incorporen al sòl (rels i parts aèries caigudes) i les altres restes orgàniques s'hi descomponguin molt lentament i que per tant s'hi acumuli matèria orgànica en forma de torba. Quan aquesta torba forma un horitzó de més de 30-40 cm de gruix es parla pròpiament de torberes (Rydin i Jeglum, 2006).

Dins de les molleres, encara, les petites variacions que es donen en el règim d'inundació, en les propietats químiques de l'aigua, o per la pròpia dinàmica de la vegetació fan que s'hi trobin ambients prou diferenciats, poblats per comunitats vegetals de vegades contrastades (Pérez-Haase i Ninot, 2017). Així, les àrees on domina l'aigua d'origen freàtic o que en general ha transcorregut a través del sòl, duen comunitats vegetals minerogèniques, ja que aquestes aigües contenen quantitats apreciables de minerals dissolts. Solen ser àrees planes o de poc pendent, que

▲ **Figura 1.** La major part de molleres pirinenques apareixen en forma de superfícies reduïdes i irregulars, generalment resseguint petits cursos d'aigua i planells associats, com passa a Estanyeres.

duen comunitats de plantes dominades per ciperàcies. En altres ocasions, en canvi, es formen molleres alimentades per l'aigua de pluja, anomenades per aquest motiu ombrogèniques. Allí prenen protagonisme les molses del gènere *Sphagnum* que, amb el seu creixement vertical, formen comunitats vegetals en forma de monticle o bony, que queden sempre per sobre del nivell freàtic. Es tracta de comunitats summament oligotròfiques, quasi sempre amb un bon gruix de torba, i que sovint experimenten una certa dessecació a les parts superiors, on arrelen plantes no tan adaptades als sòls xops (Bragazza i Gerdol, 1999; Rydin i Jeglum, 2006).

A les muntanyes de tipus alpí les molleres es troben restringides sobretot a l'alta muntanya. Als Pirineus, apareixen entre uns 1.000 m i uns 2.500 m d'altitud i són més freqüents i extenses a l'estatge subalpí. Tant des del punt de vista del seu contingut biològic com del seu funcionament, les molleres d'alta muntanya corresponen a les torberes que ocupen grans extensions a molts paisatges de menys altitud dels biomes temperats i freds (Casanovas, 1991; Bragazza i Gerdol, 1999; Damman *et al.*, 1987). A les muntanyes de tipus alpí, però, pel fet que la fisiografia hi és molt complexa i abrupta, aquests ecosistemes ocupen extensions molt més reduïdes, lligades a les unitats de relleu on l'aigua freàtica es manté vora la superfície del sòl, com ara marges d'estanys, fons de cubetes glacials o vores de rierols o de fonts (figura 1). Aquesta limitació en l'extensió és particularment palesa als Pirineus, atesa la seva posició fronterera entre la regió medioeuropea i la regió mediterrània. Així, si les molleres poden ser encara prou extenses a gran part dels Alps, als Pirineus quasi sempre ocupen superfícies reduïdes, sovint de desenes de metres quadrats o menys (Ninot *et al.*, 2017).

Aquesta reducció en l'extensió que les molleres prenen a la major part dels Pirineus, però, no impedeix que les comunitats de plantes i d'altres organismes associats siguin del tot comparables a les que es troben en altres paisatges alpins i de latituds més septentrionals, amb les quals comparteixen gran part de les espècies (Jiménez-Alfaro *et al.*, 2012). En aquest context, s'entén que els ecosistemes de mollera siguin susceptibles de protecció a les muntanyes alpines, ja que bona part de les espècies especialistes s'hi troben en forma de poblacions molt disperses, sovint amb pocs efectius, i molts cops en el seu límit de distribució geogràfica vers la regió mediterrània. Les molleres també destaquen per l'important paper que tenen com a reguladores del cicle de l'aigua a les muntanyes i com a magatzem de carboni orgànic.

A les àrees naturals protegides les molleres es troben sota l'empara de la reglamentació pròpia d'aquestes àrees, comuna a altres ecosistemes. Cal tenir en compte, però,

que, fins i tot a les àrees protegides, aquests ecosistemes singulars són objecte de pressions i amenaces propis, com ara l'explotació hidroelèctrica (Catalan, 1997) que modifica els cursos d'aigua superficials i, doncs, les condicions ecològiques de les molleres; la pastura de bestiar domèstic, que sovint es concentra particularment en els ambients aigualosos; la freqüentació per part de visitants, ja que els senders de muntanya transcorren sovint al llarg de rierols i estanys; i encara el canvi climàtic, que es manifesta amb sequeres de primavera i d'estiu cada cop més freqüents. És per això que, dins del projecte LIFE+ Limno-Pirineus, vam abordar un estudi diagnòstic dels hàbitats de mollera més singulars que es troben als llocs d'interès comunitari (LIC, en endavant) Aigüestortes i Alt Pallars, que sigui una base sòlida per a la seva gestió conservativa.

OBJECTIU

L'objectiu d'aquest treball és elaborar una diagnosi dels hàbitats d'interès comunitari (HIC, en endavant) de mollera que es troben als LIC Aigüestortes i Alt Pallars, des dels punts de vista de la seva distribució geogràfica i ecològica, el seu interès naturalístic i patrimonial, les alteracions antròpiques que s'hi donen i les amenaces de què són objecte. L'estudi corresponent es basa en un ampli mostreig fet a diferents nivells que inclou una cartografia general dels ecosistemes de mollera, un mostreig extensiu dels HIC de mollera al llarg de diferents valls i un mostreig intensiu d'aquests HIC en una dotzena de localitats particularment complexes pel que fa a la hidrografia i al mosaic de molleres que s'hi fa.

Atès el volum i la complexitat de les dades obtingudes, en aquest treball exposem els resultats més globals d'aquest estudi i principalment els derivats de la cartografia general i del mostreig extensiu dels HIC, mentre que els de l'estudi intensiu s'utilitzen només parcialment.

MATERIALS I MÈTODES

Àrea d'estudi

L'estudi s'ha dut a terme als LIC Aigüestortes (ES0000022) i Alt Pallars (ES5130003), tots dos situats al nord-oest de Catalunya (figura 2). El LIC Aigüestortes ocupa una superfície de 56.033 ha, on l'alta muntanya està molt ben representada; l'altitud varia entre 1.200 i 3.023 m. Pel que fa als materials geològics, s'hi troben sobretot granits –que formen el nucli del LIC i els seus relleus més emblemàtics– i pissarres, i al sector oriental apareixen materials calcaris. El LIC Alt Pallars ocupa una superfície més gran, amb un total de 77.112 ha, i va aproximadament dels 600 als 3.143 m. A l'alta muntanya hi predominen les lutites i els esquists, però també hi són presents altres tipus de substrats (granits, calcàries, etc.). Tots dos espais naturals, en cotes altes, presenten relleus modelats per antigues glaceres, on resulten freqüents les cubetes de sobreexcavació i els dipòsits morènics. Aquestes formes promouen l'aparició d'àrees humides, sigui directament per inundació o per la presència de fonts.

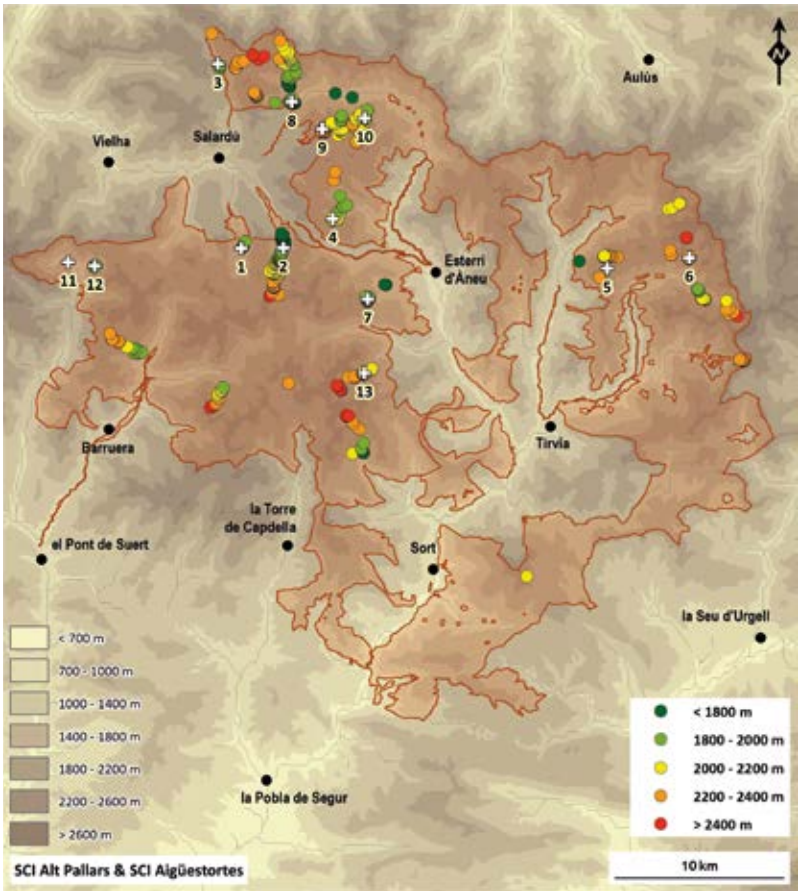


Figura 2. Mapa de l'àrea d'estudi (acolorida), corresponent als LIC Aigüestortes i Alt Pallars. S'hi representen els punts de l'estudi extensiu on s'han georeferenciat HIC, en colors diferents segons la categoria d'altitud; i els sistemes complexos on s'ha fet l'estudi intensiu: 1, Bassa Nera - Era Planhòla; 2, Ruda-Locampo-Saboredo; 3, Plan de Tor; 4, Clots de Rialba; 5, Ribera de Boldís; 6, Plans de Sotllo; 7, Estanyeres; 8, Cabana de Parros; 9, Portilhon de Marimanha; 10, Ras de Bonabé; 11, Pleta de Molières; 12, Vall de Conangles; 13, Trescuro.

Cartografia general de molleres

Amb l'objectiu de localitzar les principals àrees humides que s'havien de visitar, al llarg dels anys 2014 i 2015 vam elaborar una cartografia de les molleres dels dos LIC, que inclou els sistemes de molleres de superfície aproximadament més gran de 1.500 m^2. Aquesta cartografia es va fer manualment mitjançant la fotointerpretació d'ortoimatges detallades (escales 1:2.500 i 1:5.000), tant en color com en infraroig (ICGC, 2019 http://www.icc.cat/vissir3/index.html?4v6vMyiv5). Segons el pendent i la forma de la mollera les vam assignar a la categoria «Vall», quan la mollera es trobava en un fons de vall (i s'anotava si acom-

panyava un sistema lacustre), o «Font», quan apareixia en una surgència o bé resseguint un rierol. Aquesta cartografia és aproximada i no ha estat validada posteriorment en camp.

Mostreig extensiu dels hàbitats d'interès comunitari

Per desenvolupar aquest mostreig vam seleccionar 15 valls principals (figura 2) basant-nos en els criteris següents: 1) Congruència amb les molleres cartografiades a escala 1:50.000 (Cartografia dels Hàbitats de Catalunya; GEOVEG, 2019) i amb la cartografia general esmentada a l'apartat anterior. 2) Presència de substrats calcaris (més escassos que els silicis). 3) Àrea d'influència atlàntica.

Vam començar els mostrejos de camp l'any 2014 i els vam acabar el 2019. Durant les campanyes de camp, totes d'estiu per assegurar el desenvolupament correcte de la vegetació, es visitaven les molleres cartografiades en les 15 valls de partida i s'anotava amb GPS (precisió aproximada de 10 m) la coordenada de tots els hàbitats de mollera que podien ser atribuïts a un HIC. En cada punt o coordenada s'anotava: a) hàbitat CORINE; b) codi HIC; c) pertorbacions; d) amenaces, i e) espècies amenaçades o endèmiques.

Els HIC considerats són els següents (Carreras *et al.*, 2015):

· 3160 Estanys i basses naturals d'aigua distròfica.

· 4020* Landes humides sota clima atlàntic temperat, amb *Erica ciliaris* i *Erica tetralix.*

· 7110* Torberes altes actives

· 7140 Torberes de transició i torberes tremoladisses

· 7220* Fonts petrificants amb formació de travertí (*Cratoneurion commutati*)

· 7230 Molleres alcalines

· 7240* Formacions pioneres alpines del *Caricion bicoloris-atrofuscae*

· 91D0* Boscos torbosos.

Les pertorbacions avaluades corresponen a les causades per grans herbívors, molt principalment degudes al bestiar domèstic. Les vam dividir en pertorbació per trepig i pertorbació per herbivorisme i vam avaluar-ne la intensitat emprant una escala de 4 unitats.

En el cas de l'herbivorisme el significat de l'escala és el següent: 0) sense herbivorisme; 1) herbivorisme baix, presència de senyals lleus d'herbivorisme; 2), herbivorisme mitjà, com ara més d'un 10 % de les plantes amb senyals d'herbivorisme; i 3) herbivorisme alt, com ara més d'un 50 % de les plantes amb senyals d'herbivorisme en el moment de la visita.

En el cas del trepig el significat de l'escala és aquest: 0) sense trepig; 1) trepig baix, que causa compactació del sòl; 2) trepig mitjà, amb compactació i inici de desestructuració del sòl, amb petjades del bestiar observables; 3) trepig alt, amb sol nu a la vista fruit del trànsit del bestiar.

Les amenaces considerades van ser: 1) pastura bovina, equina i ovina; 2) camins d'excursionistes (turisme); 3) presència de pistes forestals; 4) captacions d'aigua; 5) reforestació espontània; 6) erosió. Més concretament, la simple presència de ramats i turistes a la mollera (o a prop) va ser considerada senyal d'amenaça potencial, encara que no necessàriament causés problemes de conservació en el moment del mostreig. Vam considerar que la presència d'arbres (molt sovint joves) a prop del punt GPS (aproximadament a menys de 10 m) era una amenaça potencial.

També vam consignar la presència d'espècies d'interès, tant plantes vasculars com briòfits. En concret, vam tenir en compte la presència d'espècies incloses a les categories d'amenaça de la legislació catalana de protecció de flora (Catalunya, 2008, 2015) o del *Llibre vermell* de Sáez *et al.* (2010), i d'altres per raó del seu interès biogeogràfic o ecològic, a criteri dels autors.

A fi de conèixer amb més detall la distribució ecològica de les molleres, les vam caracteritzar considerant les variables següents: 1) altitud (molt correlacionada amb la temperatura mitjana anual); 2) substrat geològic, a partir d'una versió simplificada del «Mapa de classes litològiques d'importància forestal» (Conesa *et al.*, 2010); 3) pendent; i 4) índex de continentalitat, que és la mitjana de les màximes del mes més càlid (juliol) menys la mitjana de les mínimes del mes més fred (gener).

Mostreig intensiu de sistemes complexos de molleres

Per a aquest mostreig vam escollir tretze localitats on les molleres formen sistemes particularment complexos, per tal d'analitzar-hi de manera més completa i precisa els condicionants ecològics de les molleres (figura 2). Es tracta de sistemes que destaquen per la seva extensió i pel fet que inclouen una diversitat interessant d'hàbitats aigualosos, que responen a gradients ambientals complexos. A cadascun vam aixecar una cartografia detallada d'hàbitats, basada en polígons i punts. Aquesta cartografia es va fer sobre ortofotografies de 2017, on es referien les anotacions de camp, tant d'identitat d'hàbitats com de georeferenciació amb GPS. Finalment, el mapa de cada sistema torbós es va passar a format digital treballant en pantalla, amb l'ajut d'altres formats de fotografia quan convenia (ortofotografia d'infraroig, fotografies de camp, anotacions).

De cada hàbitat vam triar un mínim de tres punts de mostreig, en els quals vam fer un inventari de vegetació (plantes vasculars i briòfits) d'una superfície de 2,5 × 2,5 m, amb valoració del seu recobriment segons l'escala de 10 categories de Domin. Com a dades ambientals associades a cada inventari, a més de descriptors fisiogràfics i fisiognòmics, vam extreure una mostra de sòl (amb sonda d'acer de mitja canya) per mesurar el gruix de torba subjacent i la profunditat del nivell freàtic. També vam mesurar amb una sonda multiparamètrica de camp el pH i la conductimetria de l'aigua extreta per pressió d'una part del sòl. Tant de l'aigua edàfica com del sòl en vam conservar sengles mostres en fresc, i després congelades, per a anàlisis posteriors.

RESULTATS

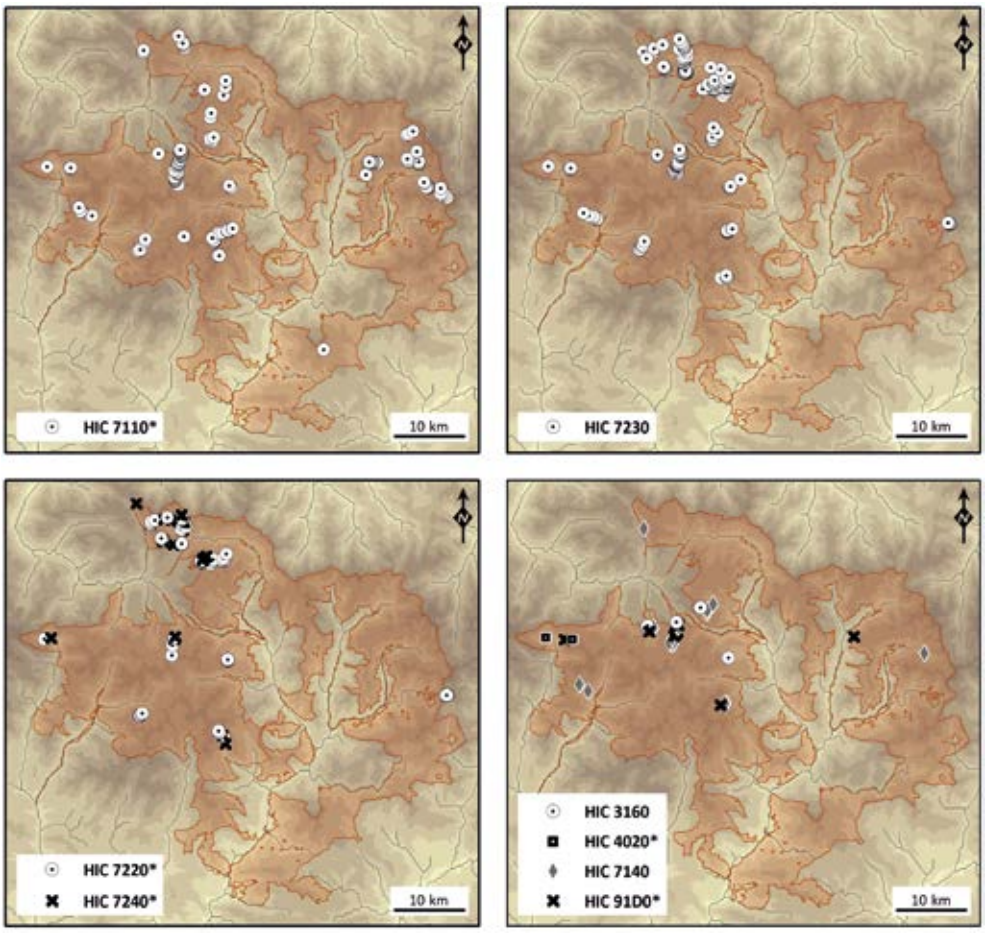
Tipologia i hàbitats d'interès comunitari de les molleres

Mitjançant la fotointerpretació general vam reconèixer 921 sistemes de molleres de mida superior als 1.500 m^2, que en conjunt ocupen unes 780 ha. No obstant, cada sistema de mollera cartografiat inclou una porció important d'hàbitats humits, a més dels que són estrictament molleres, però que s'hi troben relacionats dinàmicament (com per exemple els prats higròfils de *Nardus stricta*). Segons les nostres estimacions, els hàbitats de molleres ocupen unes 342 ha si apliquem una correcció basada en les localitats visitades de forma intensiva (vegeu, més avall, «Complexitat espacial de les molleres»). Considerant l'àrea estudiada, la densitat de molleres és aproximadament de 18 m^2 per cada hectàrea de territori, és a dir, que un 0,18 % del territori està cobert per molleres.

De la cartografia també se'n deriva una classificació en molleres relacionades amb fonts i rierols o bé amb fons de vall, ja sigui associades a estanys o no. La tipologia més freqüent són les molleres associades a fonts i rierols, que són 557, mentre que les associades a fons de vall són 364 (entre aquestes, 97 estan associades a les ribes d'estanys). Els sistemes de molleres associats a fonts i rierols ocupen unes 492 ha, valor que ens permet estimar la superfície total d'aquestes molleres en 197 ha. Els sistemes associats a fons de vall ocupen unes 290 ha, que es tornen en 145 ha per les molleres en sentit estricte. Així, les molleres cartografiades ocupen cadascuna unes 0,37 ha (0,35 les de fonts i rierols i 0,40 les de fons de vall) de mitjana.

D'altra banda, fruit del mostreig extensiu de camp, vam georeferenciar un total de 604 punts corresponents a hàbitats de mollera (figura 2). D'aquests, 573 punts els vam poder atribuir a un HIC de mollera; un HIC (4020* Landes humides ... amb *Erica tetralix*) no va quedar representat atesa la seva raresa (taula 1). Considerant només les conques hidrològiques (valls principals), vam obtenir dades de 18 conques amb més de cinc punts d'HIC registrats, a més de vuit altres conques on el nombre de punts va ser inferior.

Tenint en compte els 573 punts registrats, els HIC més abundants són el 7230 Molleres alcalines (amb 249 punts) i el 7110* Torberes altes actives (amb 194 punts; figura 3). La majoria d'aquests HIC corresponen als hàbitats CORINE 51.1117 Bonys de les torberes amb ericàcies (23,0 %) i 54.24 Molleres alcalines dels Pirineus (22,0 %).



▲ **Figura 3.** Distribució dels diferents HIC de mollera a l'àrea estudiada (LIC Aigüestortes i Alt Pallars) a partir dels 573 punts registrats en l'estudi extensiu i de les 13 localitats de l'estudi intensiu. Els codis dels HIC corresponen al següent: 3160, Estanys i basses naturals d'aigua distròfica; 4020*, Landes humides sota clima atlàntic temperat, amb *Erica ciliaris* i *Erica tetralix*; 7110*, Torberes altes actives; 7140, Torberes de transició i torberes tremoladisses; 7220*, Fonts petrificants amb formació de travertí (*Cratoneurion commutati*); 7230, Molleres alcalines; 7240*, Formacions pioneres alpines del *Caricion bicoloris-atrofuscae*; 91D0*, Boscos torbosos.

HIC	Nombre de punts	Percentatge de punts
3160 Basses	4	0,70 %
7110* Torberes altes	194	33,86 %
7140 Torberes de transició	31	5,41 %
7220* Fonts petrificants	54	9,42 %
7230 Molleres alcalines	249	43,46 %
7240* Formacions pioneres alpines	30	5,24 %
91D0* Boscos torbosos	11	1,92 %

▲ **Taula 1**. Nombre de punts i percentatge sobre el total on es van registrar els diferents HIC de mollera.

HIC	Lutites i esquists àcids	Altres materials silicis àcids	Materials carbonatats	Calcosquists
3160 Basses	0,00 %	75,00 %	0,00 %	25,00 %
7110* Torberes altes	33,52 %	52,75 %	7,14 %	6,59 %
7140 Torberes de transició	13,04 %	86,96 %	0,00 %	0,00 %
7220* Fonts petrificants	1,85 %	22,22 %	53,70 %	22,22 %
7230 Molleres alcalines	3,29 %	32,51 %	53,50 %	10,70 %
7240* Formacions pioneres alpines	3,33 %	16,67 %	80,00 %	0,00 %
91D0* Boscos torbosos	9,09 %	90,91 %	0,00 %	0,00 %
Total	**13,71 %**	**41,13 %**	**35,83 %**	**9,32 %**

▲ **Taula 2**. Percentatge de presència de cada HIC de mollera en els diferents materials geològics (segons el mapa simplificat de Conesa *et al*., 2010), avaluat com a percentatge de punts sobre el total.

Pel que fa a la distribució segons els substrats geològics (taula 2), tots els HIC poden fer-se damunt de materials àcids, però només els 7230 Molleres alcalines, 7220* Fonts petrificants i 7240* Formacions pioneres alpines estan ben representats sobre els substrats carbonatats. Aquests tres HIC, tot i que típicament calcícoles, també es troben sobre substrats àcids, en especial en molleres solígenes damunt de granits.

Si considerem els descriptors ambientals de la taula 3, veiem com tots els hàbitats reconeguts són típicament d'alta muntanya i amb un òptim de distribució a l'estatge subalpí. No obstant, ni les bassetes distròfiques (3160) ni els boscos torbosos (91D0*) es troben per damunt els 2.300 m i, per tant, no assoleixen l'estatge alpí. Pel que fa als pendents, la vegetació lligada a fonts i rierols (HIC 7230 Molleres alcalines, 7220* Fonts petrificants i 7240* Formacions pioneres alpines), presenta els valors més alts, seguida per 91D0* Boscos torbosos, que sovint ocupa vessants relativament suaus però inclinats, on l'aigua s'escola de forma difusa. Finalment, com que l'índex de continentalitat va resultar correlacionat amb l'altitud, els HIC que es fan a més altitud presenten els valors més baixos d'aquest índex.

Drosera longifolia.

HIC	Altitud mínima (m)	Altitud mitjana (m)	Altitud màxima (m)	Pendent mitjà	Índex de continentalitat
3160 Basses	1.783	1.828,25	1.958	5,16	25,15
7110* Torberes altes	1.751	2.144,77	2.498	6,54	23,7
7140 Torberes de transició	1.810	2.032,35	2.257	1,69	24,41
7220* Fonts petrificants	1.802	2.156,54	2.431	16,65	23,31
7230 Molleres alcalines	1.555	1.986,96	2.564	12,65	24,12
7240* Formacions pioneres alpines	1.798	2.161,17	2.434	22,7	22,72
91D0* Boscos torbosos	1.754	1.859,55	1.990	11,99	24,76
Total	**1.555**	**2.064,39**	**2.564**	**10,83**	**23,87**

▲ **Taula 3**. Valors mitjans de les variables ambientals considerades per cada HIC i per tots plegats.

Complexitat espacial de les molleres

Les molleres pirinenques que ocupen més extensió, bé perquè es troben en àrees lacustres o bé perquè depenen de sistemes de surgències amplis, formen sistemes amb fortes variacions ambientals i de contingut biològic, que adopten la forma de mosaics complexos de paisatge. Això es fa palès en els sistemes d'estudi intensiu, on es pot analitzar la relació entre paràmetres ambientals i hàbitats. En aquest apartat comentarem aspectes generals observats en aquests sistemes complexos, mentre que per als resultats més específics ens remetem a altres treballs (com ara Pérez-Haase i Ninot, 2017; Colomer *et al.*, 2019 i aquest volum).

Aquests sistemes de mollera es troben sobretot a la meitat inferior de l'estatge subalpí, lligats a fons de vall o de cubeta glacial (taula 4). De vegades corresponen clarament a antics estanys reblerts o a amplis marges de rebliment d'estanys (figura 4); d'altres, a sistemes de surgències en vessants suaus (com a la Cabana de Parros), i d'altres, a la combinació d'aquestes situacions, com passa al sistema més extens de tots, el de Bassa Nera - Era Planhòla.

▲ **Figura 4.** En alguns indrets propicis, com al pla de Sotllo, s'hi troben sistemes formats per mosaics complexos on es combinen diferents tipus de molleres i altres hàbitats no hidròfils.

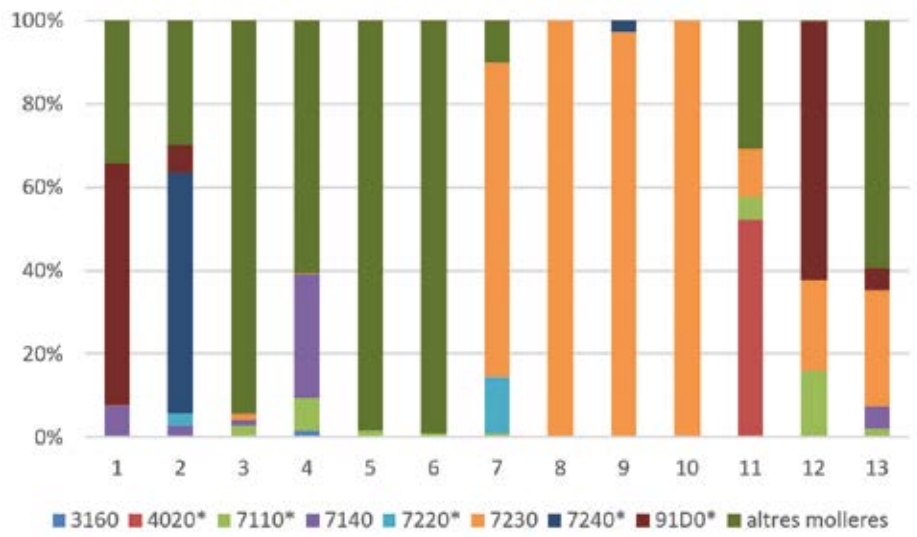
Localitat	HIC	Tipologia	Altitud (m)	Àrea (ha)	Amenaces	Estat	Espècies d'interès
1. Bassa Nera - Era Planhòla	3160 7110* 7140 7230 91D0*	Mollera lacustre i de fons de vall	1.840-1.900	16,19	Aforestació (M) Pastura (B-M) Trepig (B)	Molt bo	*Carex lasiocarpa* *C. limosa* *C. diandra* *Comarum palustre* *Menyanthes trifoliata* *Utricularia minor* *Sphagnum magellanicum*
2. Ruda-Locampo-Saboredo	3160 7110* 7140 7220* 7230 91D0*	Mollera lacustre i de fons de vall	1.720-2.190	4,39	Pastura (B) Activitat hidroelèctrica (B)	Molt bo	*Drosera anglica* *Menyanthes trifoliata* *Utricularia minor*
3. Plan de Tor	7110* 7140 7230	Mollera de fons de vall	1.960-2.005	5,95	Pastura (B-M) Turisme (B-M)	Bo	*Sphagnum fuscum*
4. Clots de Rialba	3160 7110* 7140 7230	Mollera lacustre	2.070-2.090	2,81	Pastura (B) Esports d'hivern (M)	Molt bo	*Carex limosa* *Comarum palustre* *Drosera anglica*
5. Ribera de Boldís	7110*	Mollera de fons de vall glaciar	2.190-2.200	1,40	Pastura (M)	Bo	*Eriophorm vaginatum* *Sphagnum russowii*
6. Plans de Sotllo	7110*	Mollera de fons de vall glaciar	2.183-2.190	1,67	Pastura (M-A)	Bo	*Sphagnum papillosum*
7. Estanyeres	7110* 7220* 7230	Mollera de fonts carbonatades	1.930-1.950	2,62	Pastura (A) Trepig (A)	Regular	*Cochlearia pyrenaica* *Utricularia australis*
8. Cabana de Parros	7220* 7230	Mollera de fonts carbonatades	1.750-1.850	1,98	Pastura (M)	Regular	*Eriophorum latifolium*
9. Portilhon de Marimanha	7220* 7230 7240*	Mollera de fonts carbonatades	2.220-2.350	2,31	Pastura (M)	Regular	*Carex frigida* *Sphagnum warnstorfii*
10. Ras de Bonabé	7220* 7230	Mollera de fonts carbonatades	2.000-2.100	4,94	Pastura (M)	Regular	*Juncus balticus* *Equisetum variegatum* *Sphagnum warnstorfii*
11. Pleta de Molières	4020* 7110* 7220* 7230 7240*	Mollera de fons de vall	1.600-1.650	6,23	Turisme (M)	Regular	*Erica tetralix*
12. Vall de Conangles	7110* 7230 91D0*	Mollera de fons de vall	1.820-1.840	1,13	Pastura (B) Allaus (B) Aforestació (B)	Bo	*Erica tetralix* *Saxifraga aquatica*
13. Trescuro	7110* 7140 7230 91D0*	Mollera lacustre de fons de vall	2.045	1,42	Pastura (B) Activitat hidroelèctrica (B)	Molt bo	*Sphagnum magellanicum*

▲ **Taula 4**. Caracterització de les 13 localitats d'estudi intensiu (cartografiades a la figura 2) segons els HIC de mollera que s'hi troben, la situació geomorfològica i hidrològica, l'altitud, l'àrea que hi ocupen els hàbitats de mollera (incloent-hi HIC i altres hàbitats aigualosos, però no les masses d'aigua lliure), una valoració de les amenaces potencials (B, baixa; M, mitjana; A, alta) i de l'estat de conservació, i les espècies d'interès observades (plantes vasculars i briòfits).

Alguns d'aquests sistemes estan formats per pocs hàbitats diferents de mollera, notablement els que es troben en substrats esquistosos àcids i també els que apareixen en sistemes de surgències en alguns vessants carbonatats (figura 5). En canvi, són força més diversos els que inclouen situacions hidrològiques diverses (marges lacustres, rierols, vessants suaus) i també diferents substrats, com passa a Clots de Rialba, a la Pleta de Molières i a Trescuro.

Impactes causats per grans herbívors

Al llarg del mostreig extensiu vam constatar que la majoria dels HIC de mollera havien estat afectats per les visites del bestiar domèstic (taules 5 i 6). Només en un 11,6 % dels punts no vam trobar-hi senyals de pastura. Tot i que en la majoria de casos el grau d'herbivorisme era baix (43,9 %), entre els nivells de trepig el grau mitjà va resultar el cas més freqüent (37,8 %). Considerant cada HIC per separat, vam detectar un grau mitjà o alt de pastura en més de la meitat dels punts dels HIC 7240* Formacions pioneres alpines (61,9 %), 7230 Molleres alcalines (59,7 %) i 7220* Fonts petrificants (58,8 %). També van ser aquests tres els hàbitats amb percentatges d'afectació més elevats pel que fa als graus de trepig mitjà i alt (47,1 %, 67,2 % i 61,8 %, respectivament).



▲ **Figura 5.**
Percentatge de superfície ocupada pels diferents HIC de mollera i per altres tipus d'ecosistemes hidròfils (excloses les aigües lliures) als diferents sistemes complexos (vegeu la correspondència numèrica i la seva extensió total a la taula 4).

HIC	Sense herbivorisme	Herbivorisme baix	Herbivorisme mitjà	Herbivorisme alt
7110* Torberes altes	11,65 %	51,46 %	34,95 %	1,94 %
7140 Torberes de transició	18,18 %	72,73 %	9,09 %	0,00 %
7220* Fonts petrificants	11,76 %	29,41 %	52,94 %	5,88 %
7230 Molleres alcalines	5,65 %	34,68 %	46,77 %	12,90 %
7240* Formacions pioneres alpines	14,29 %	23,81 %	57,14 %	4,76 %
91D0* Boscos torbosos	0,00 %	100,00 %	0,00 %	0,00 %
Total	**9,40 %**	**41,61 %**	**41,95 %**	**7,05 %**

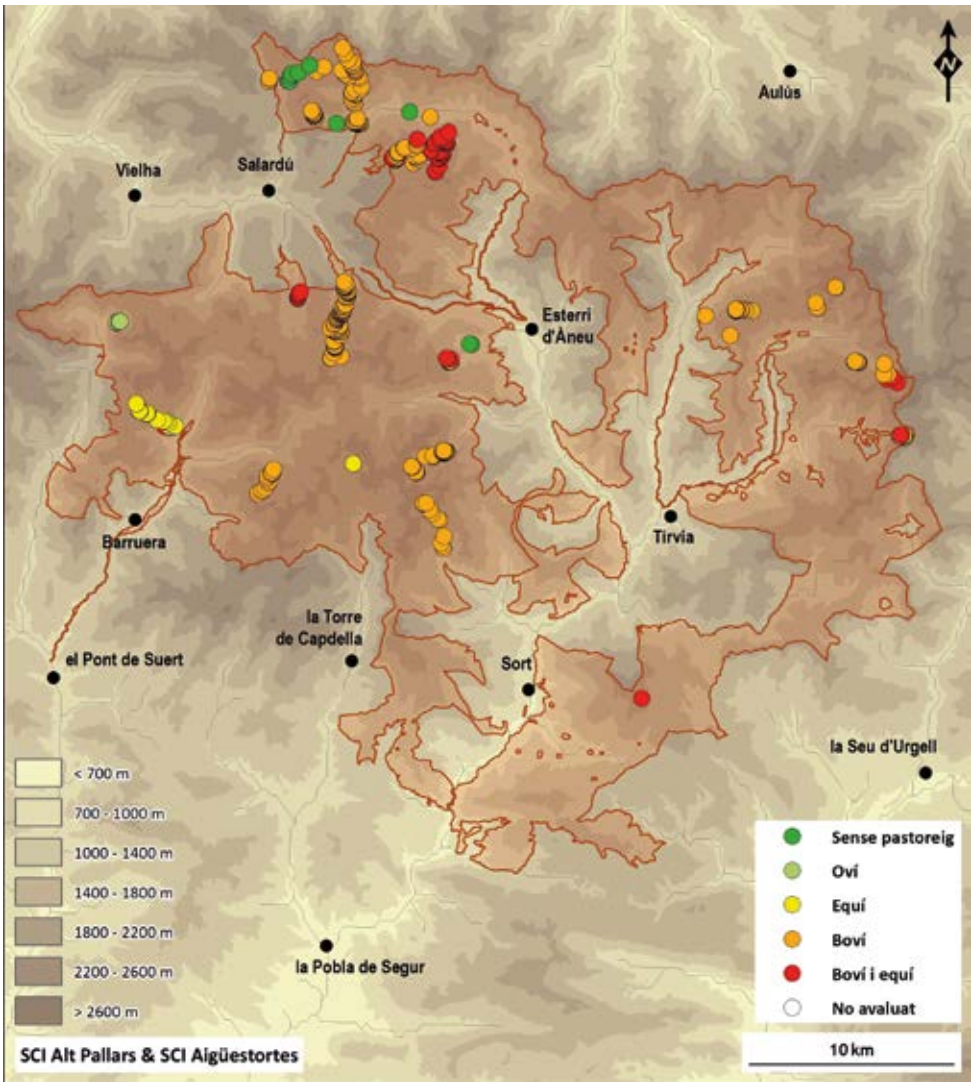
▲ **Taula 5**. Grau d'afectació dels HIC de mollera per herbivorisme de grans herbívors, en percentatge de punts de cada nivell d'herbivorisme respecte del total de punts de cada HIC i de tots plegats.

HIC	Sense trepig	Trepig baix	Trepig mitjà	Trepig alt
7110* Torberes altes	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 %**

▲ **Taula 6**. Grau d'afectació dels HIC de mollera per trepig de grans herbívors, en percentatge de punts de cada nivell de trepig respecte del total de punts de cada HIC i de tots plegats.

Amenaces

En gairebé tots els punts avaluats (97 %) vam considerar que hi havia amenaces potencials per a la conservació. En la gran majoria de casos (93,6 %) vam detectar la presència de ramats de vaques, cavalls o ovelles (taula 7, figura 6), que considerats separadament van representar una amenaça en el 87,5 %, el 25,8 %, i l'1,6 % dels casos, respectivament.



▲ **Figura 6.** Amenaces potencials per a la conservació dels HIC de mollera, derivades de la presència de bestiar boví, equí i oví, en els 573 punts registrats en l'estudi extensiu.

HIC	Boví	Equí	Oví
3160 Basses	100,00 %	0,00 %	0,00 %
7110* Torberes altes	90,00 %	13,92 %	1,25 %
7140 Torberes de transició	85,71 %	22,58 %	0,00 %
7220* Fonts petrificants	78,00 %	29,63 %	0,00 %
7230 Molleres alcalines	89,13 %	26,51 %	1,74 %
7240* Formacions pioneres alpines	89,29 %	0,00 %	0,00 %
91D0* Boscos torbosos	90,91 %	0,00 %	9,09 %
Total	**88,27 %**	**20,24 %**	**1,39 %**

▲ **Taula 7**. Grau d'amenaça sobre els HIC de mollera a causa del bestiar domèstic (boví, equí o oví) en percentatge de punts amenaçats respecte del total de punts de cada HIC i de tots plegats.

HIC	Aforestació espontània	Rutes excursionistes	Erosió
3160 Basses	0,00 %	0,00 %	0,00 %
7110* Torberes altes	1,25 %	5,15 %	0,00 %
7140 Torberes de transició	0,00 %	0,00 %	0,00 %
7220* Fonts petrificants	0,00 %	7,41 %	2,00 %
7230 Molleres alcalines	3,04 %	16,47 %	1,30 %
7240* Formacions pioneres alpines	0,00 %	13,33 %	10,71 %
91D0* Boscos torbosos	0,00 %	0,00 %	0,00 %
Total	**1,79 %**	**10,30 %**	**1,39 %**

▲ **Taula 8**. Grau d'amenaça dels HIC de mollera a causa d'aforestació espontània, de trànsit d'excursionistes i d'erosió, en percentatge de punts amenaçats respecte del total de punts de cada HIC, i de tots plegats.

Pertorbació	Pastura bovina	Pastura equina	Pastura ovina	Aforestació espontània	Erosió
Herbivorisme mitjà	89,68 %	26,98 %	0,00 %	0,79 %	3,17 %
Herbivorisme alt	100,00 %	47,62 %	0,00 %	0,00 %	9,52 %
Trepig mitjà	86,67 %	23,81 %	0,00 %	0,95 %	0,00 %
Trepig alt	91,89 %	45,95 %	0,00 %	0,00 %	0,00 %

▲ **Taula 9**. Incidència dels cinc tipus d'amenaça en els HIC de mollera en els casos en què es troben pertorbats per pastura, en percentatge de punts amenaçats respecte de cada tipologia de pertorbació.

A part de la pastura, les altres amenaces potencials considerades totes a la vegada van ser registrades en un 13,5 % de tots els punts amb HIC (taula 8). Entre aquestes, la presència de camins d'excursionistes és l'amenaça més important. La presència de pistes forestals i de fauna salvatge les vam considerar amenaces només en un sol punt d'HIC cada una. Les captacions d'aigua no van afectar cap HIC, però sí una mollera àcida.

En els casos de pertorbació elevada per pastura (tant per herbivorisme mitjà o alt com per trepig mitjà o alt), l'amenaça principal és la pastura de bestiar boví (taula 9). L'aforestació espontània no es veu reduïda en el cas de nivells alts d'herbivorisme, mentre que l'erosió és més alta en casos d'herbivorisme alt, però no pas de trepig alt.

Espècies d'interès

Al llarg del mostreig de camp hem documentat la presència de 19 espècies d'interès (taula 10), de les quals 14 són plantes vasculars (molt repartides entre grups, si bé hi ha dos *Carex*) i 5 briòfits (quatre del gènere *Sphagnum*). Del total, 12 es troben en alguna categoria d'amenaça de les fonts esmentades, i 7 les hem inclòs en l'avaluació per raó del seu interès biogeogràfic o ecològic.

Espècies d'interès	3160	7140	7230	7110*	7220*	7240*	91D0*	Total
Cardamine pratensis subsp. *crassifolia* (ce)			3					3
Carex curta (ce)		7						7
Carex lasiocarpa (df, lv)		8						8
Carex limosa (df, lv)		1						1
Cochlearia pyrenaica (df)					5			5
Drosera longifolia (df, lv)		3	1	2				6
Equisetum variegatum (ce)			14	4		1		19
Erica tetralix (df)			6	5				11
Eriophorum vaginatum (ce)				3				3
Juncus balticus subsp. *pyrenaeus* (df)			6					6
Menyanthes trifoliata (df)		2						2
Salix hastata (df, lv)			1					1
Saxifraga aquatica (ce)			1		7	3		11
Scorpidium scorpioides (df)		1	1					2
Sphagnum fuscum (df)				1				1
Sphagnum magellanicum (df)				1				1
Sphagnum squarrosum (ce)							1	1
Sphagnum warnstorfii (ce)			1	1				2
Utricularia minor (df)	4	2						6
Total de presències	**4**	**24**	**34**	**17**	**12**	**4**	**1**	**96**
Total d'espècies	**1**	**7**	**9**	**7**	**2**	**2**	**1**	**19**

▲ **Taula 10**. Presència d'espècies d'interès en els diferents HIC (nombre de vegades que apareixen a cada HIC, sobre el total de punts d'aquest HIC, cf. taula 1). Les abreviatures que acompanyen el nom de cada espècie dins de parèntesi signifiquen que es troben en categories d'amenaça del Decret de protecció de flora (Catalunya, 2018, 2015) (df), del *Llibre vermell* (Sáez *et al.*, 2010) (lv), o que són d'elevat interès biogeogràfic o ecològic, a criteri expert (ce).

DISCUSSIÓ

L'arxipèlag de molleres

L'alta muntanya alpina acull nombroses representacions de sistemes humits, però sempre es tracta d'elements de mida petita i dispersos, fet que es troba particularment accentuat als Pirineus (Ninot *et al.*, 2017). Així, la distribució i les dimensions de les molleres en la cartografia obtinguda permeten entendre-les com un arxipèlag de petites illes escampades, fet que condiciona els processos relacionats amb el manteniment de la biodiversitat (Hájek *et al.*, 2011). El fet que tant la mida de cada mollera com la superfície global ocupada per les molleres sigui tan petita determina que es tracti d'hàbitats especialment fràgils a les pertorbacions; també apunta a una baixa capacitat adaptativa de la vegetació en cas de canvis climàtics, atesa la dificultat de trobar hàbitats favorables mitjançant la dispersió de les llavors. De retruc, altres grups d'organismes associats a les molleres poden presentar també problemes de conservació en relació amb la seva capacitat colonitzadora. Així, per exemple, els animals voladors és previsible que assoleixin més fàcilment nous hàbitats favorables que no pas els de dispersió a curta distància, com els mol·luscs (Steinitz *et al.*, 2006).

A partir de la cartografia de molleres podem apuntar que una part important de les espècies no deuen poder mantenir poblacions estables al llarg del temps a cada mollera per separat. Més aviat deuen funcionar sota una activa dinàmica metapoblacional (Heegaard, 2000) utilitzant el sistema d'illes per mantenir poblacions viables. D'aquí se'n deriva també que les espècies presents tan sols en unes poques molleres són particularment fràgils i que les puguem considerar en força casos com relictes de temps passats més freds (Jiménez-Alfaro *et al.*, 2016).

A falta d'estudis específics, és recomanable mantenir en bon estat de conservació tot el sistema arxipelàgic de molleres, i no pas focalitzar els esforços en unes poques molleres en concret. Per poder gestionar correctament aquests hàbitats cal una cartografia específica detallada.

Pastura

La presència de ramaderia de bestiar domèstic no representa necessàriament un problema de conservació en les formacions pradenques. De fet, moltes tipologies de mollera són dominades per plantes graminoides que rebroten bé després de ser consumides (Diaz *et al.*, 2007). A més a més, sovint l'estructura típica de la comunitat

▲ **Figura 7**. El bestiar gros (boví i equí) tendeix a concentrar-se als mulladius, com passa a Marimanha, on pot alterar profundament aquests ecosistemes fràgils.

(diversitat i abundància d'espècies de plantes vasculars i de briòfits) depèn de l'activitat dels herbívors (Ausden *et al*., 2005). No obstant això, quan la pressió de pastura és alta o molt alta (figura 7), l'herbivorisme i el trepig excessius generen danys en els ecosistemes, que en alguns casos poden ser difícils de revertir (Morris i Reich, 2013). A les molleres pirinenques vam detectar un excés d'herbivorisme o de trepig aproximadament en la meitat dels punts d'estudi. Així, el consum intensiu d'algunes espècies vegetals pot dur-les a desaparèixer localment (Olff i Ritchie, 1998), però aquest fet no el podem documentar amb les nostres dades. A més a més, el trepig freqüent del bestiar va provocar en molts casos la presència de sòls compactats i desestructurats. Aquestes alteracions provoquen canvis en els processos lligats a l'escolament i a la capacitat de retenció d'aigua, tan importants en els aiguamolls (Couwenberg i Joosten, 1999).

L'afectació del bestiar no va ser igual a tots els hàbitats. En conjunt, els efectes del trepig són més grans quan el nivell freàtic se situa prop de la superfície o quan dominen les molses, tal com s'ha detectat en altres regions (Morris i Reich, 2013). Per exemple, vam constatar com els monticles d'esfagnes (7110* Torberes altes actives) són especialment vulnerables al trepig del bestiar equí, molt pesant, que en canvi pastura preferentment en altres hàbitats. Per tot això, els hàbitats més afectats han de ser estudiats amb deteniment a fi d'aplicar mesures de gestió correctores eficients. Les molleres alcalines (7230), les formacions pioneres alpines (7240*) i les fonts petrificants (7220*), que presenten nivells excessius de pastura, han de ser una prioritat de conservació en relació amb la ramaderia.

Amenaces potencials

Entre totes les categories d'amenaça considerades, els ramats de vaques i de cavalls són de llarg les més importants. De fet, vam considerar els ramats bovins una amenaça per a la conservació en més del 75 % dels casos en tots els hàbitats excepte un. Des de la perspectiva de la conservació dels hàbitats s'han de considerar els efectes negatius del bestiar a l'hora de prendre decisions de gestió. De tota manera, amb el nostre estudi no podem ser concloents a l'hora de determinar quina càrrega ramadera resulta perjudicial. Malgrat això, cal considerar també que els ramats en el nombre adequat poden contribuir a la correcta conservació de les molleres (Olff & Ritchie, 1998; Stammel *et al.,* 2006). En efecte, en alguns casos vam constatar que la visita del ramat pot estar relacionada amb l'atenuació de l'amenaça per reforestació espontània, que en alguns hàbitats pot ser una causa important de pèrdua de valor patrimonial de les molleres (Colomer *et al*., 2019).

D'altra banda, el turisme és una causa de preocupació dels gestors dels espais naturals. Especialment el Parc Nacional d'Aigüestortes i Estany de Sant Maurici, però també el Parc Natural de l'Alt Pirineu, reben la visita d'un nombre molt elevat de turistes. En aquest estudi hem constatat que les rutes excursionistes resulten una amenaça potencial en una part significativa de les molleres. No obstant, només comptades vegades vam constatar que causessin una degradació important (com ara als plans de Molières i de Sotllo, objecte de mesures correctores en l'àmbit del projecte LIFE+ LimnoPirineus). En la majoria de casos interpretem els camins com a estrets elements linears que causen una degradació negligible als sistemes humits. Cal tenir en compte també l'amenaça deguda a la instal·lació d'infraestructures esportives com dominis d'esquí, que poden afectar les molleres situades en terrenys propers. Si deixem de banda les alteracions directes i indirectes de les preses hidroelèctriques, no considerades en aquest treball, cap altra amenaça potencial resulta ser rellevant en el context del Pirineu central, malgrat que algunes àrees visitades intensament pel bestiar pateixen erosió.

D'altra banda, la reforestació espontània va resultar ser un factor poc important per a la conservació. No obstant això, quan ens hi hem aproximat amb estudis detallats basats en tècniques SIG (Galobart *et al*., 2019), hem detectat com a l'estatge subalpí pot resultar una amenaça en algunes molleres. L'avaluació de la reforestació espontània és més precisa quan es té en compte el conjunt de la mollera i no pas l'àrea immediata que envolta un punt georeferienciat (com hem fet en aquest treball). Sembla, per tant, que per tal de detectar les dinàmiques de reforestació espontània cal estudiar aquest procés a escales espacial i temporal relativament grans, integrant cada sistema de mollera al llarg d'almenys 30-50 anys.

SÍNTESI

El conjunt de molleres estudiat comprèn una bona varietat d'hàbitats aigualosos, entre els quals hi ha vuit HIC, i acull 19 espècies vegetals que es troben en diferents categories d'amenaça o que són d'elevat interès biogeogràfic i ecològic. Tant els HIC rars com les espècies especialistes es troben sovint molt disperses en el complex mosaic d'ecosistemes de l'àrea en estudi, la qual cosa suposa un repte per a la seva gestió conservativa.

Les molleres d'aquests dos espais naturals protegits es troben, en conjunt, en un estat de conservació acceptable i, en molts casos, bo. No obstant, aproximadament la meitat pateixen en excés la visita del bestiar. D'entre totes les pertorbacions analitzades, el grau de trepig alt, fruit especialment de la visita del bestiar boví, és la que més afecta el correcte estat de conservació de les molleres. En conseqüència, és recomanable que els gestors dels espais naturals vetllin per reduir els impactes de la sobrepastura en els punts més afectats. Les amenaces potencials que podrien malmetre l'estat de conservació de les molleres tenen a veure també amb la pastura per part de bestiar boví. Fora del bestiar, la resta d'amenaces avaluades tenen un efecte baix o negligible, fet que facilita centrar els esforços de conservació en la gestió ramadera. La gestió de la reforestació espontània cal considerar-la a part, un cop mesurats els seus efectes mitjançant estudis específics, a partir d'una metodologia específica diferent de la que hem emprat aquí.

Per tot això, els gestors han d'aprofundir en les causes

de la degradació de les molleres i promoure els treballs aplicats que busquin atenuar el dany que causa el bestiar. Algunes experiències amb tanques d'exclusió ramadera poden ajudar a fonamentar la gestió de les molleres amb el perjudici mínim sobre l'activitat ramadera, que, com hem exposat, també té efectes beneficiosos en la biodiversitat.

AGRAÏMENTS

Volem agrair la col·laboració en aquest estudi d'un bon nombre d'alumnes, particularment: Marc Arimany, Joana Colomer, Pau Compte, Nil Escolà, Clàudia Figuera, Marc Fradera, Marçal Galobart, Jordina Gili, Violeta Martínez, Elena Mur, Cèlia Pérez i Juan Carlos Ruiz-Mateo.

BIBLIOGRAFIA

Ausden M., Hall M., Pearson P. i Strudwick, T. (2005). The effects of cattle grazing on tall-herb fen vegetation and molluscs. *Biological Conservation* 122(2): 317-326.

Bragazza L. i 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. i Vigo J. (eds.) *et al.* (2015). *Manual dels hàbitats de Catalunya. Volum VII. 5 Molleres i aiguamolls. 6 Roques, tarteres, glaceres, coves*. Generalitat de Catalunya. Barcelona.

Casanovas L. (1991). *Estudis sobre l'estructura i l'ecologia de les molleres pirinenques*. Tesi 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.

Catalunya (2008). *Decret legislatiu 172/2008*, de 26 d'agost, de creació del Catàleg de flora amenaçada de Catalunya.

Catalunya (2015). *Resolució AAM/732/2015*, de 9 d'abril, per la qual s'aprova la catalogació, descatalogació i canvi de categoria d'espècies i subespècies del Catàleg de flora amenaçada de Catalunya.

Colomer J., Pérez-Haase A., Carrillo E., Ventura M. i 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. i 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. i Joosten H. (1999). Pools as missing links: the role of nothing in the being of mires. A: Standen V., Tallis J. i 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. i Duffy W. G. (1987). *The ecology of peat bogs of the glaciated northeastern United States: a community profile*. Biological report (USA).

Diaz S., Lavorel S., McIntyre S. U. E., Falczuk V., Casanoves F., Milchunas D. G., ... i 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. i 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. i Jamrichová 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. i 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. i 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. i Ferré A. (2017). The Pyrenees. A: Loidi J. (ed.). *The Vegetation of the Iberian Peninsula*. Plant and Vegetation 12: 323-366. Springer.

Olff H. i Ritchie M. E. (1998). Effects of herbivores on grassland plant diversity. *Trends in ecology & evolution* 13(7): 261-265.

Pérez-Haase A. i 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. i Jeglum J. (2006). *The Biology of Peatlands*. Oxford University Press. Nova York.

Sáez L., Aymerich P. i Blanché C. (2010). *Llibre vermell de les plantes vasculars endèmiques i amenaçades de Catalunya.* Argania editio, S. C. P. Barcelona.

Stammel B., Kiehl K. i 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. i 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* (segona ed.). Centre Excursionista de Catalunya i Institut d'Estudis Catalans. Barcelona.

Vitt D. H. (2006). Functional characteristics and indicators of boreal peatlands. A: Wieder R. K. i Vitt D. H. (eds.) *Boreal peatland ecosystems*: 9-24. Springer: Berlin, Heidelberg.

~ Font carbonatada de Montseny de Pallars ~

AVALUACIÓ DE LA PERCEPCIÓ DE VISITANTS I RESIDENTS SOBRE ELS ECOSISTEMES AQUÀTICS D'ALTA MUNTANYA

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

1. Escola de Turisme i Direcció Hotelera i Departament de Geografia, Universitat Autònoma de Barcelona, 08193 Bellaterra, Catalunya, Espanya.
2. Grup d'Ecologia Integrativa d'Aigües Continentals, Centre d'Estudis Avançats de Blanes (CEAB-CSIC). Carrer d'accés a la Cala St. Francesc, 14, 17300, Blanes, Catalunya, Espanya.

RESUM

L'estudi ha analitzat la percepció que tenen els visitants i els residents que viuen a l'entorn del Parc Nacional d'Aigüestortes i Estany de Sant Maurici i del Parc Natural de l'Alt Pirineu en relació amb els ecosistemes aquàtics d'alta muntanya. L'estudi ha permès identificar els diferents graus de coneixement social i de valoració (des del punt de vista ecològic, paisatgístic i de lleure) dels quatre tipus d'ecosistemes aquàtics analitzats, essent els estanys, en primer terme, i els rius i rierols, en segon terme, els més coneguts, per sobre de les fonts carbonatades i de les molleres, totes dues molt desconegudes.

INTRODUCCIÓ

En el marc del projecte LIFE+ LimnoPirineus, l'estudi es va plantejar analitzar la relació existent entre els hàbitats objecte d'intervenció per part del projecte (els ecosistemes aquàtics d'alta muntanya del Pirineu català: estanys, rius i rierols, molleres i fonts carbonatades) i la societat que hi viu a prop (els residents dels entorns de l'àrea d'estudi del projecte) o bé que visita els espais on trobem aquests ecosistemes (els visitants).

Així, el principal objectiu que es va plantejar aquest estudi a l'hora de desenvolupar-lo és el coneixement empíric de quina és la percepció dels ecosistemes aquàtics d'alta muntanya en el cas del Pirineu català, tant per part de la població que resideix a l'entorn d'aquests ecosistemes com per part dels visitants que freqüenten aquests ecosistemes (turistes i excursionistes). Més concretament, l'estudi pretenia conèixer les diferents percepcions que hi pugui haver entre els dos grups socials (visitants i residents), però també entre els dos principals àmbits territorials objecte d'estudi: el Parc Nacional d'Aigüestortes i Estany de Sant Maurici, d'una banda, i el Parc Natural de l'Alt Pirineu, de l'altra.

Les preguntes d'investigació que es va plantejar l'estudi són les següents:

- Quin tipus d'ecosistema aquàtic d'alta muntanya és el més conegut?
- Quin tipus d'ecosistema aquàtic d'alta muntanya és el més valorat?
- Quines diferències de percepció es poden identificar en relació amb el perfil sociodemogràfic dels enquestats?
- Quin és el nivell de valoració social de les actuacions proposades en el marc del projecte LIFE+ LimnoPirineus de restauració d'hàbitats aquàtics d'alta muntanya?
- Quin és el grau de coneixement de la problemàtica de les espècies invasores, especialment als estanys d'alta muntanya?

CONTEXTUALITZACIÓ

Les relacions entre els ecosistemes aquàtics i els humans són complexes. És àmpliament conegut que proporcionen a la societat una vasta gamma de serveis que contribueixen al benestar humà (per exemple, subministrament i depuració de les aigües, regulació del clima i de les inundacions, font d'energia hidroelèctrica, manteniment de la biodiversitat, oportunitats per al lleure i el turisme de natura, coneixement científic, entre molts altres serveis dels ecosistemes) (Millennium Ecosystem Assessment, 2005; Borja *et al.*, 2012). Pel que fa als serveis relacionats amb el lleure i el turisme –dins dels anomenats serveis dels ecosistemes culturals–, recentment s'ha posat èmfasi en la importància de les visites a espais naturals i, per tant, als ecosistemes aquàtics per millorar la percepció de la salut i el benestar humà (Bowler *et al.*, 2010; Hartig *et al.*, 2014; Kaplan, 1995; Romagosa *et al.*, 2015; Dustin *et al.*, 2018).

No obstant això, aquests ecosistemes es degraden més ràpidament que altres tipus d'ecosistemes. Knight i Cole

(1990) ja van afirmar fa tres dècades que els ecosistemes aquàtics, com els llacs i els rius, eren probablement els més amenaçats, ja que són alhora atractius i escassos i, per tant, tenen una pressió recreativa més elevada i pateixen usos nocius per al medi ambient. Malgrat el temps transcorregut, la situació no ha canviat substancialment. En el cas dels ecosistemes aquàtics a Espanya, per exemple, en les últimes dècades s'ha identificat un canvi en els serveis ecosistèmics esmentats, que s'ha manifestat en la proliferació d'espècies invasores, un augment de la contaminació de les aigües i els efectes del canvi climàtic (augment de la sequera, sobreexplotació d'aqüífers, etc.) (Borja *et al.,* 2012).

En entorns protegits, com els que formen part del nostre estudi, aquesta degradació és, òbviament, més limitada, gràcies a les accions de conservació i gestió. No obstant això, l'activitat humana també altera aquests hàbitats i provoca una sèrie d'impactes als quals els seus gestors han de fer front, molts dels quals es deriven de l'augment de les visites turístiques i de lleure (Newsome *et al.*, 2002; Romagosa, 2008) que acaba afectant els serveis dels ecosistemes culturals (Taff *et al.*, 2019).

L'objectiu d'aquest estudi de percepció social és analitzar els ecosistemes aquàtics de muntanya. La percepció és una part essencial de com les persones experimenten i utilitzen els ecosistemes i el medi ambient en general (Relph, 1976). Els estudis de percepció sobre el medi natural són abundants en l'àmbit internacional (per exemple, Barber *et al.,* 2003; Mayer-Smith i Burgess, 2011; Khew *et al.*, 2014; Weiler i Moyle, 2017; Colley i Craig, 2019). En el cas d'Espanya, per exemple, s'han fet estudis sobre la percepció del paisatge, especialment des de la perspectiva de l'ús del medi natural com a lloc d'oci. Per exemple, Schmitz *et al.* (2007) van abordar aquest tema a la província de Madrid, mentre que Atauri *et al.* (2000) ho van fer pel cas específic de la serra de Guadarrama, també a Madrid. Múgica i De Lucio (1996) havien analitzat prèviament les preferències paisatgístiques dels visitants a les àrees protegides com a referència per millorar les actituds cap a aquestes àrees.

En el cas de la percepció social d'ecosistemes d'alta muntanya, no hi ha constància d'estudis que hagin analitzat específicament aquest tipus d'hàbitat a Espanya, encara que alguns estudis internacionals han analitzat certs ecosistemes aquàtics, com ara els medis costaners, marins i fluvials, com és el cas de la recopilació d'estudis realitzats per Springett-Walker *et al.* (2016) a diferents parts d'Europa i Oceania. L'estudi de Faggi *et al.* (2013), per la seva banda, pot ser un dels pocs estudis que han examinat les avaluacions dels «paisatges d'aigua» per part dels residents i els visitants d'un lloc, en aquest cas, les àrees naturals que tenen elements d'aigua a l'àrea metropolitana de Buenos Aires (Argentina). Més específicament per a les zones de muntanya, un estudi recent de Wlejaczka *et al.* (2018) va analitzar les percepcions dels residents sobre una presa i un embassament proposats a la part índia de l'Himàlaia.

Pel que fa a la seva àrea geogràfica (Parc Nacional d'Aigüestortes i Estany de Sant Maurici i Parc Natural de l'Alt Pirineu), aquest estudi no té precedents. Hi ha hagut estudis previs sobre el perfil dels visitants de totes dues àrees protegides i que s'han centrat en un dels grups socials estudiats en aquest projecte, els visitants (Farias *et al.*, 2005; Farias, 2011), però cap ha comparat visitants i residents, i encara menys ha analitzat els ecosistemes aquàtics.

MÈTODES

El primer pas per desenvolupar l'estudi va consistir en dissenyar l'enquesta que es faria als visitants i residents dels dos àmbits d'estudi. L'equip tècnic de l'estudi va elaborar una proposta inicial d'enquesta a partir de l'experiència prèvia en altres estudis de percepció social i medi ambient. Aquesta proposta es va acabar de perfilar i concretar a partir de les aportacions dels responsables de gestió i del personal tècnic dels dos espais naturals objecte d'estudi i de l'equip tècnic del projecte LIFE+ LimnoPirineus.

L'enquesta que finalment es va fer als visitants dels parcs i la població resident de l'entorn dels parcs té com a eix central la percepció d'aquests dos col·lectius sobre els ecosistemes aquàtics d'alta muntanya i, de manera més específica, sobre la problemàtica de la proliferació de peixos als estanys. En aquest sentit, la primera part de l'enquesta demana a visitants i residents de la zona la seva valoració del grau de coneixement i la valoració d'aquests ecosistemes, així com de les accions de conservació que planteja el projecte LIFE+ LimnoPirineus. Per facilitar la resposta a les preguntes que fan referència a aquests aspectes, es va fer una escala tipus Likert d'1 a 5, de menys a més importància. Aquesta tècnica de resposta escalada es va triar perquè facilita la codificació, la quantificació i l'anàlisi (Veal, 1997). La segona part de l'enquesta va permetre aprofundir amb més detall en aspectes relacionats de forma més directa amb la problemàtica específica de la proliferació de peixos als estanys d'alta muntanya.

De forma coordinada amb els responsables de gestió i el personal tècnic dels dos espais protegits es va establir i pactar el protocol per fer l'enquesta sobre el terreny, amb l'objectiu de garantir una correcta selecció de la mostra i garantir la màxima representativitat de l'univers que es pretén mostrejar, que és el conjunt de visitants dels dos espais protegits, així com la població resident dels seus entorns. En relació amb la localització dels punts de mostreig per fer l'enquesta, es van escollir diversos punts per a cada parc en els quals seria relativament fàcil accedir als visitants. Quant als residents, les enquestes es van realitzar majoritàriament als pobles mateixos (Espot i Boí, en el cas del parc nacional; Àreu, Alins, Tavascan, Lladorre, Ribera de Cardós i Llavorsí, en el cas del parc natural).

El mètode per fer l'enquesta sobre el terreny va ser el d'aproximació aleatòria als potencials enquestats per part de l'enquestador, el qual els explicava breument els objectius de l'estudi i els demanava que responguessin al qüestionari, garantint-los la confidencialitat i l'anonimat en les respostes. Les respostes eren majoritàriament de caràcter numèric, de manera que es van poder processar posteriorment amb el programa d'anàlisi estadística SPSS (versió 21). En aquest sentit, les anàlisis estadísti-

ques realitzades van consistir, essencialment, en el càlcul de: 1) els percentatges sobre el perfil sociodemogràfic dels enquestats i sobre les diferents respostes numèriques de les preguntes incloses a l'enquesta; 2) els valors mitjans de les valoracions subjectives de diferents aspectes inclosos a l'enquesta; i 3) les correlacions (rho de Spearman) entre el perfil sociodemogràfic dels enquestats i les valoracions subjectives de diferents aspectes inclosos a l'enquesta.

L'enquesta es va fer en dues tandes (estiu de 2016 i Setmana Santa de 2017) i es va assolir una xifra total de 519 persones enquestades, distribuïdes de la següent manera:

- Parc Nacional d'Aigüestortes i Estany de Sant Maurici: 318 qüestionaris (258 visitants i 61 residents).
- Parc Natural de l'Alt Pirineu: 201 qüestionaris (150 visitants i 50 residents).

RESULTATS

Els resultats de la primera part de l'enquesta van mostrar l'elevada valoració subjectiva que tenen, tant visitants com residents, dels ecosistemes aquàtics d'alta muntanya. En concret, els espais d'aigua, juntament amb el paisatge d'alta muntanya, van ser l'element o característica del parc més ben valorat, per sobre dels boscos i prats, la fauna salvatge, el patrimoni cultural o altres elements. En el cas del parc nacional, aquesta valoració va ser lleugerament superior a la del parc natural (taula 1).

L'enquesta va preguntar a visitants i residents sobre el grau de coneixement subjectiu que tenen sobre els diferents tipus d'ecosistemes aquàtics d'alta muntanya: a) estanys; b) rius i rierols; c) molleres, i d) fonts naturals / surgències. Els resultats mostren diferents graus de coneixement dels quatre tipus d'ecosistemes aquàtics analitzats, essent els estanys, en primer terme, i els rius i rierols, en segon terme, els més coneguts, sensiblement per sobre de les fonts carbonatades i de les molleres (aquest darrer tipus va resultar ser el menys conegut per tots els grups d'enquestats). Els residents van mostrar en tots els quatre tipus d'ecosistema un nivell més alt de coneixement respecte dels visitants, tant al parc nacional com al parc natural (taula 2).

Complementàriament al grau de coneixement dels ecosistemes aquàtics d'alta muntanya, l'enquesta també preguntava a visitants i residents sobre la seva valoració general de cadascun dels quatre tipus d'ecosistema analitzats. S'especificava que com a valoració general s'entenia el valor que li atorgaven des dels punts de vista ecològic, paisatgístic i de lleure. Els visitants de tots dos parcs van valorar gairebé amb la màxima puntuació els quatre tipus d'ecosistema aquàtic (4,9 sobre 5 de valoració mitjana), mentre que els residents també els van atorgar gairebé la màxima puntuació, tot i que lleugerament inferior a la dels visitants (4,7 de valoració mitjana) (taula 3).

L'enquesta va incloure una qüestió que feia referència de forma explícita al projecte LIFE+ LimnoPirineus, amb l'objectiu de conèixer la valoració de visitants i residents de les actuacions de conservació dels ecosistemes aquàtics d'alta muntanya proposades en el marc d'aquest projecte europeu. La valoració mitjana de les actuacions del projecte LIFE+ LimnoPirineus del total d'enquestats va ser d'un 4,7 en una escala de l'1 al 5. En termes generals, els visitants van tendir a valorar més positivament (4,8) les actuacions del projecte que els residents (4,4). Per parcs, també s'observa una valoració lleugerament més bona de les actuacions dels enquestats al Parc Nacional d'Aigüestortes respecte dels enquestats al Parc Natural de l'Alt Pirineu, tot i que no són diferències significatives (taula 4). L'única diferència significativa, des del punt de vista del perfil sociodemogràfic dels enquestats, va ser que els residents de més edat van tendir a valorar menys positivament les actuacions de conservació proposades pel projecte (taula 5).

La segona part de l'enquesta va permetre aprofundir amb més detall en aspectes relacionats de forma més directa amb la problemàtica específica de la proliferació de peixos als estanys d'alta muntanya. Concretament, l'enquesta preguntava sobre el coneixement dels diferents tipus d'espècies animals que els enquestats creien que es poden trobar als estanys d'alta muntanya, donant com a possibles opcions les granotes, els insectes, els crustacis, els peixos, el tritó i una darrera categoria anomenada «altres». L'objectiu de la inclusió d'aquesta pregunta a l'enquesta era, a banda de facilitar als enquestats el reconeixement de l'existència d'una elevada biodiversitat als estanys d'alta muntanya, identificar fins a quin punt és important la percepció de l'associació dels peixos als estanys. En aquest sentit, els resultats van mostrar que aquesta associació existeix, ja que precisament els peixos van ser el grup més mencionat entre les possibles opcions de resposta que es plantejaven. En concret, nou de cada deu enquestats (visitants i residents gairebé per igual) van donar per fet que els peixos són uns tipus d'espècies que de manera natural hom pot esperar trobar als estanys d'alta muntanya. Les altres respostes més esmentades, després dels peixos, van ser els insectes i les granotes i, a molta més distància, el tritó, altres i els crustacis. En tots els casos, encara que les diferències entre visitants i residents no són significatives, són els visitants els que mencionen un nombre més elevat d'espècies, en comparació amb els residents (taula 6).

La pregunta següent era, de fet, triple, atès que a partir del visionat de l'estany Closell abans (2013) i després (2015) de les actuacions realitzades en el marc del projecte LIFE+ LimnoPirineus, que consistien en l'eliminació dels peixos introduïts prèviament per l'acció humana (principalment, barb roig) i que havien portat a una elevada eutrofització i terbolesa de l'aigua de l'estany, es demanava als enquestats (sense donar cap detall sobre les imatges) en quina de les dues situacions creien que: a) l'estany es trobava en una situació més òptima; b) es podria esperar una diversitat d'espècies més gran, o c) es podria esperar trobar-hi peixos.

Les respostes van posar en evidència que la percepció dominant és que l'estany que presenta l'aigua més clara i transparent s'associa majoritàriament amb el que té la situació més òptima (85,5 %), el que té més diversitat d'espècies (73,9 %), i el que es pot esperar trobar-hi peixos (85,5 %). Cal dir que, de les tres percepcions menciona-

des, la darrera és la que s'allunya més de la realitat, atès que és precisament aquesta la imatge de l'estany sense peixos.

Finalment, l'enquesta va preguntar a visitants i residents del territori sobre el coneixement de la problemàtica de les espècies invasores als estanys d'alta muntanya, i concretament sobre el cas del barb roig. Aquí es va fer evident una gran diferència de percepció entre residents i visitants. Mentre que més de la meitat dels residents van afirmar que coneixen la problemàtica o n'havien sentit parlar (34 % i 28,3 %, respectivament), els visitants majoritàriament no la coneixen (82,3 %) (figura 1).

CONCLUSIONS

En conclusió, l'estudi ha mostrat com hi ha una percepció bastant àmplia entre visitants i residents que veu els estanys d'alta muntanya com a ecosistemes biodiversos, on la presència de peixos és un atribut específic d'aquests medis, i que es desconeix, en bona mesura, la problemàtica de les espècies invasores, particularment els peixos.

Així mateix, l'estudi ha posat en evidència la importància de la necessitat de documentar i divulgar les característiques, els valors, l'estat i les problemàtiques dels ecosistemes aquàtics d'alta muntanya.

L'estudi ha contribuït a aportar coneixement des de la perspectiva més social d'una temàtica essencialment ecològica, com és la que aborda el projecte LIFE+ Limno-Pirineus, en línia amb les veus de la comunitat científica que advoquen per la necessitat creixent d'incorporar les ciències socials en l'anàlisi i la gestió dels ecosistemes en general (Mascia *et al.*, 2003) o dels ecosistemes aquàtics en particular (Walker-Springett *et al.*, 2016) i dels reptes que actualment tenen plantejats, especialment des de la perspectiva dels serveis dels ecosistemes.

Finalment, l'estudi també ha permès divulgar socialment els objectius del projecte, mitjançant les dues tandes d'enquestes, que han arribat a més de 500 persones, entre visitants i residents de l'àmbit d'estudi, afavorint la connexió entre la societat i la gestió i la conservació dels ecosistemes.

Elements o característiques del parc	P. N. Aigüestortes		P. N. Alt Pirineu	
	Visitants	Residents	Visitants	Residents
Els boscos	4,9	4,8	4,9	4,6
Els prats	4,7	4,7	4,6	4,1
Els espais d'aigua	5,0	5,0	4,9	4,7
La fauna salvatge	4,8	4,6	4,8	4,3
Els ramats i el bestiar	4,6	4,4	4,6	4,4
El paisatge d'alta muntanya	5,0	5,0	4,9	4,8
El patrimoni cultural	4,8	4,7	4,7	4,2
L'aire sa i l'entorn net	5,0	4,8	4,9	4,8
El silenci i la tranquil·litat	4,9	4,7	4,8	4,6
Els equipaments i els serveis del parc	4,5	3,6	4,0	3,3
Les activitats organitzades pel parc	3,8	3,8	3,5	3,2

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

Tipus d'ecosistema aquàtic	P. N. Aigüestortes		P. N. Alt Pirineu	
	Visitants	Residents	Visitants	Residents
Estanys	2,7	3,9	2,8	3,7
Rius i rierols	2,0	3,5	2,6	3,7
Molleres	1,5	2,9	1,9	2,6
Fonts naturals / surgències	1,8	3,1	2,1	3,1

▲ **Taula 2.** Grau de coneixement subjectiu dels diferents tipus d'ecosistemes aquàtics d'alta muntanya (valoració mitjana, escala 1-5)

Tipus d'ecosistema aquàtic	P. N. Aigüestortes		P. N. Alt Pirineu	
	Visitants	Residents	Visitants	Residents
Estanys	4,9	4,7	4,9	4,7
Rius i rierols	4,9	4,7	4,9	4,7
Molleres	4,9	4,7	4,8	4,6
Fonts naturals / surgències	4,9	4,7	4,8	4,7

▲ **Taula 3.** Valoració general (valor ecològic, paisatgístic i de lleure) dels diferents tipus d'ecosistemes aquàtics d'alta muntanya (valoració mitjana, escala 1-5)

P. N. Aigüestortes		P. N. Alt Pirineu	
Visitants	Residents	Visitants	Residents
4,8	4,5	4,7	4,3

▲ **Taula 4.** Valoració mitjana de les actuacions de conservació del projecte LIFE+ LimnoPirineus (escala 1-5)

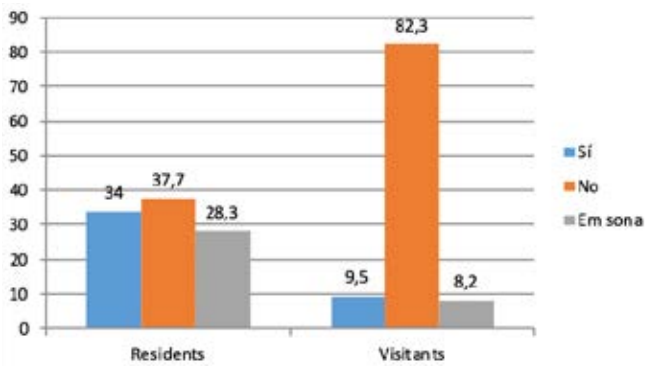
Edat		Nivell d'estudis		Gènere	
Visitants	Residents	Visitants	Residents	Visitants	Residents
-0,10	-0,28*	0,10	0,02	0,05	-0,06

* La correlació és significativa al nivell 0,01 (bilateral).

▲ **Taula 5.** Correlacions entre el grau d'acord respecte de les actuacions de conservació del projecte LIFE+ LimnoPirineus i el perfil sociodemogràfic dels enquestats

	Visitants	Residents
Peixos	89,1	88,7
Insectes	84,4	79,2
Granotes	70,7	62,3
Tritons	29,9	28,3
Altres	29,9	26,4
Crustacis	12,9	7,5

▲ **Taula 6.** Grau de coneixement de les espècies presents als estanys d'alta muntanya (percentatges)



◀ **Figura 1.** Grau de coneixement de la problemàtica de les espècies invasores als estanys d'alta muntanya (percentatges)

BIBLIOGRAFIA

Atauri J. A., Bravo M. A. i 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. i Axinn W. G. (2003). Neighborhood social change and perceptions of environmental degradation. *Population and Environment* 25(2):77-108.

Borja C., Camacho A. i 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. i 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. i Mayer-Smith J. M. (2011). Listening to children: Perceptions of Nature. *Journal of Natural History Education and Experience* 5:27-43.

Cole D. N. i 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. i 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. i 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. i 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. i 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. i 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. i 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. i 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. i 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. i 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. i 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. i 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. i 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. i 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., Piróg D., Tamang L. i 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*) ~

ESTAT DE CONSERVACIÓ DEL CAVILAT (*COTTUS HISPANIOLENSIS*) A LA VAL D'ARAN

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) i Marc VENTURA (4)

1. GESNA Estudis Ambientals, 25240, Linyola, Catalunya, Espanya.
2. GRECO, Institut d'Ecologia Aquàtica, Universitat de Girona, 17071 Girona, Catalunya, Espanya.
3. Sorelló, Estudis al Medi Aquàtic. Parc Científic de la UdG, 17300, Girona, Catalunya, Espanya.
4. Grup d'Ecologia Integrativa d'Aigües Continentals, Centre d'Estudis Avançats de Blanes (CEAB-CSIC). Carrer d'accés a la Cala St. Francesc, 14, 17300, Blanes, Catalunya, Espanya.
5. Conselh Geneau d'Aran. Passeg dera Libertat, 16, 25530 Vielha, Catalunya, Espanya.

RESUM

El cavilat (*Cottus hispaniolensis*) és un dels peixos continentals més amenaçats de Catalunya i Espanya. La seva situació a la Val d'Aran va empitjorar dràsticament arran de les riuades del 2013, fins al punt d'arribar pràcticament a desaparèixer. Des d'aleshores, les poblacions s'han anat recuperant progressivament, amb un lent increment de la seva densitat mitjana i de les localitats ocupades. En part, aquesta recuperació s'ha produït gràcies a actuacions emmarcades en el projecte LIFE+ LimnoPirineus, que s'han dissenyat específicament per a la recuperació d'aquesta espècie dins l'espai de la xarxa Natura 2000 «Aigüestortes» (ES0000022).

INTRODUCCIÓ

El cavilat (*Cottus hispaniolensis* Băcescu i Băcescu-Meşter) (Figura 1) pertany a la família *Cottidae* (*O. Scorpaeniformes*) que està constituïda per espècies de peixos bentònics d'aigua dolça que habiten principalment en rius i llacs freds i ben oxigenats (Tomlinson i Perrow, 2003). És endèmic de la conca del riu Garona (sud-oest de França i Val d'Aran, nord de Catalunya) i està restringit a la seva capçalera (Freyhof *et al.*, 2005). La comunitat de peixos de la Garona a la Val d'Aran està formada gairebé exclusivament pel cavilat i la truita (*Salmo trutta* L. 1758), tot i que també s'hi troben introduïts el vairó (*Phoxinus sp.*) i el salvelí alpí (*Salvelinus umbla* L. 1758) en alguns embassaments i llacs d'alta muntanya (Aparicio, 2015). El cavilat es distribuïa històricament en poblacions contínues al llarg del curs principal del riu Garona i a les parts més baixes d'alguns afluents (Sostoa *et al.*, 1990; Doadrio *et al.*, 2011). Aquestes poblacions han experimentat una forta regressió en les últimes dècades (Doadrio *et al.*, 2011; Sousa-Santos *et al.*, 2014). A més, una forta riuada al juny de 2013 a la Garona i els seus afluents va afeblir encara més la precària situació del cavilat (Rocaspana i Aparicio, 2017). Per aquest motiu, l'espècie es troba actualment catalogada com en perill crític a les llistes vermelles espanyola i catalana d'espècies amenaçades (Doadrio et al., 2011; Aparicio et al., 2016). Com a *Cottus gobio* (anterior sinònim), també s'inclou a l'annex II de la Directiva europea sobre hàbitats 92/43/CEE.

L'any 2004 es va fer una primera diagnosi global de l'estat de conservació de la població de cavilat a la Val d'Aran (Rocaspana *et al.*, 2004). Posteriorment es van fer inventaris periòdics que permetien tenir una orientació sobre quina era la seva evolució. No obstant això, l'afecció que van suposar les fortes riuades de juny de 2013 motivà l'inici de diversos projectes sobre diagnòstic i actuacions de conservació del cavilat (Aran, 2014a, 2014b) que van consistir en censos poblacionals, l'anàlisi del grau d'afecció de la riuada i l'evolució de les poblacions durant l'any i mig següent a la riuada.

De forma paral·lela a aquests últims estudis es va posar en marxa el projecte LIFE+ LimnoPirineus (LIFE+ Natura LIFE13 NAT/ES/001210) destinat a millorar l'estat de conservació d'espècies i hàbitats aquàtics d'interès europeu en l'alta muntanya dels Pirineus. Aquest projecte tenia el cavilat com una de les seves espècies objectiu i planificava diverses actuacions enfocades a la millora i la conservació d'aquesta espècie dins l'espai de la xarxa

Figura 1. Imatge d'un exemplar de cavilat del riu Garona a la Val d'Aran.

Natura 2000 «Aigüestortes» (ES0000022). Entre aquestes actuacions, la més destacada passava per la consolidació de dos nuclis poblacionals als rius de Ruda i Aiguamòg mitjançant alliberaments d'exemplars provinents de poblacions en bon estat situades en altres sectors de la Val d'Aran. Aquestes translocacions havien de contribuir també a reduir els efectes de l'aïllament genètic que pateixen aquests nuclis poblacionals de capçalera situats dins l'espai «Aigüestortes».

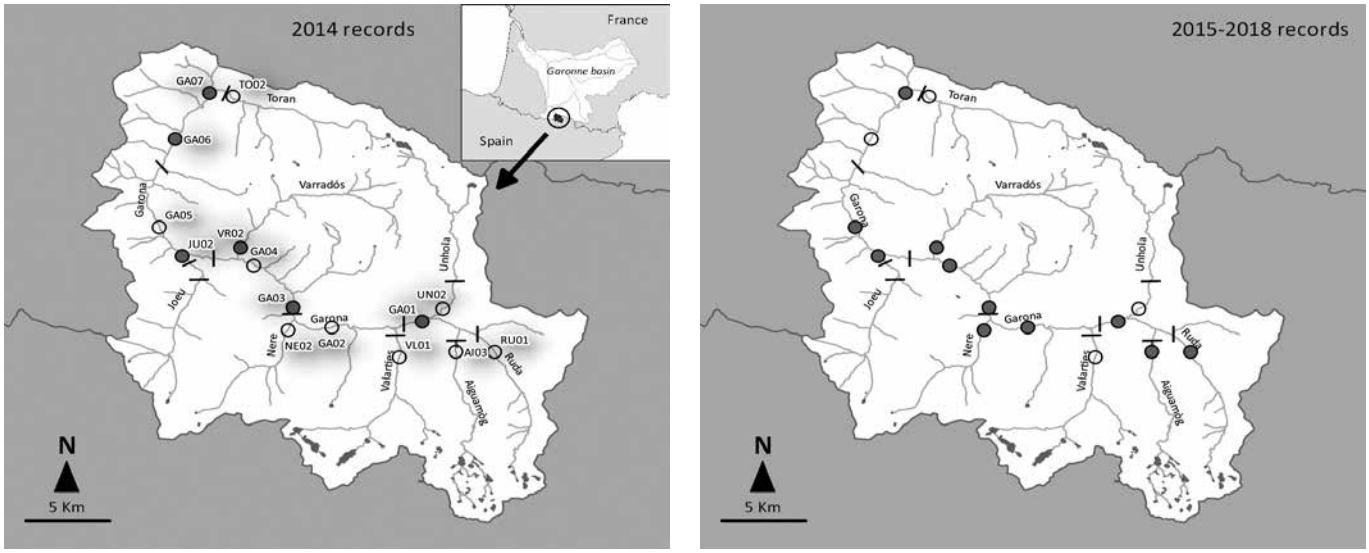
Alhora, es va preveure el seguiment regular de totes les poblacions de la vall a fi de determinar-ne l'estat i la tendència. Aquest seguiment també ha permès millorar el coneixement dels seus trets biològics i ecològics.

MÈTODES

El seguiment de les poblacions de cavilat va consistir en mostrejos en 16 estacions de 2015 a 2018 (Taula 1). Les estacions de mostreig (de 80 a 200 m de longitud) es van seleccionar segons la informació de la distribució històrica del cavilat, és a dir, el curs principal del riu Garona i les parts més baixes dels seus afluents principals (Figura 2). Els peixos van ser capturats mitjançant dues passades de pesca elèctrica (corrent contínua polsant). Tots els peixos capturats van ser anestesiats amb oli de clau, identificats a nivell d'espècie, comptats, mesurats (longitud furcal FL, mm), pesats (g) i alliberats al mateix lloc de la captura. L'abundància (N) de peixos es va estimar com $N=C_1^2\,(C_1 - C_2)^{-1}$, on C_1 és el nombre de peixos capturats a la primera passada i C_2 és el nombre d'individus capturats a la segona. La probabilitat de captura es va calcular com $p=(C_1 - C_2)\,(C_1)^{-1}$ (Seber i Le Cren, 1967). La densitat de peixos (individus ha^{-1}) es va calcular dividint el nombre estimat de peixos per la superfície mostrejada. Després del mostreig dels peixos, es va estimar visualment la composició del substrat de la llera fluvial segons una escala modificada de Wentworth: roca (mida de partícula >256 mm), pedres (>64-256 mm), còdols (>16-64 mm), grava (>2-16 mm), sorra (0,1-2 mm) i llim (<0,1 mm). També es va enregistrar el percentatge dels diferents mesohàbitats presents (pous, taules i ràpids). Es va utilitzar una regressió lineal múltiple (*stepwise multiple linear regression*) per estudiar l'efecte de l'hàbitat (composició del substrat, mesohàbitat) sobre la densitat de cavilat. Per a les anàlisis estadístiques, les densitats de peixos es van transformar en $\log_{10}(x + 1)$ i les dades percentuals es van normalitzar mitjançant una transformació d'arrel quadrada.

Pel que fa a les translocacions d'exemplars de cavilat per al reforçament, la millora i la consolidació de les poblacions situades dins l'espai de la xarxa Natura 2000 «Aigüestortes», es van haver d'endarrerir respecte dels plans previstos inicialment degut a l'estat precari del conjunt de les poblacions de la Val d'Aran. Finalment, però, es van executar entre els anys 2017 i 2018 (Taula 2). Aquests alliberaments es van dur a terme en part mitjançant exemplars salvatges provinents directament del medi natural i en part mitjançant exemplars provinents d'un programa de cria en captivitat que s'ha desenvolupat en paral·lel al LIFE+ LimnoPirineus per part d'ADEFFA.

Es van poder caracteritzar genèticament 203 dels individus capturats i, mitjançant l'anàlisi de microsatèl·lits, determinar la distribució dels diferents llinatges genètics al llarg del curs de la Garona a la Val d'Aran. Es va extreure l'ADN genòmic utilitzant el mètode Hotshot (Montero-Pau *et al.* 2008), en un volum total de 100 ml. Cada peix va ser genotipat per a 24 loci de microsatèl·lits seleccionats 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). Els encebadors forward es van marcar usant quatre tints fluorescents diferents i es van dividir en tres multiplex. L'amplificació per PCR es va realitzar en un volum de reacció d'11 ml que contenia 1 ml d'ADN extret i 5,5 ml de Qiagen



▲ **Figura 2.** Plànol de la conca de la Garona a la Val d'Aran i localització de les estacions de mostreig (vegeu els codis de la taula 1) que mostra l'àrea de distribució del cavilat *Cottus hispaniolensis*: (∘) indica llocs on s'ha mostrejat i (•) indica llocs on *C. hispaniolensis* s'hi ha registrat positivament. Les barreres físiques (rescloses i preses) es marquen com a línies perpendiculars al riu.

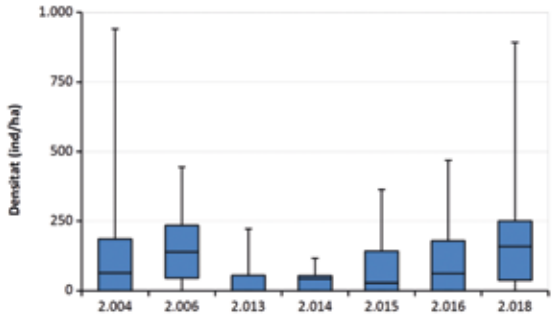
Estació	Indret	2004	2013	2014	2015	2016	2018
GA01	Garona a Tredós	31		42	140	0	157
GA02	Garona a Casarilh	0	0	0	19	0	27
GA02a	Garona a EDAR Naut Aran				0	0	38
GA03	Garona a Vielha	45	0	69	81	430	189
GA04	Garona a Aubèrt	53		0	93	133	38
GA05	Garona a Bossòst	0	111	0	31	173	285
GA06	Garona a Les	0		44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

▲ **Taula 1.** Estacions de mostreig en el període 2015-2018 i densitats de cavilat (ind ha^{-1}) en els censos realitzats en el marc del projecte LIFE+ LimnoPirineus (2015-2018) i en diagnòstics d'anys anteriors (ombrejat en gris: no mostrejat).

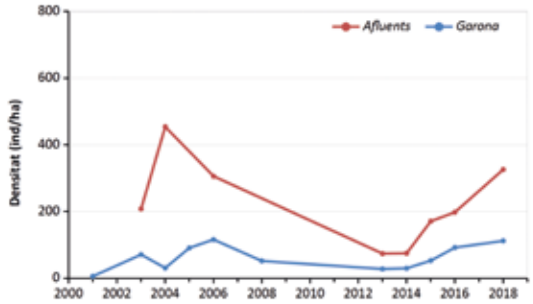
Multiplex PCR mastermix i els encebadors. L'amplificació per PCR es va realitzar amb el ciclador tèrmic Applied Biosystems 2720. el protocol de cicles de PCR per als tres múltiplex consistia en una desnaturalització inicial de 15 minuts a 95 ° C, seguit de 38 cicles amb 30 segons a 94 ° C, 90 segons a 60 ° C, 60 segons a 72 ° C i una extensió final de 30 minuts a 72 ° C. Els productes de PCR es van diluir 1:10 per a tots els múltiplex i es van córrer en un analitzador d'ADN 3730xl de 48 capil·lars (Applied Biosystems). Es van marcar els al·lels utilitzant el programa Geneious 11.1.4 i es va verificar cada genotip a simple vista per detectar pics mal nomenats. L'estructura genètica i els grups genèticament homogenis en que s'agrupaven els individus analitzats es va obtenir amb el programa DACP (Jombart *et al.* 2010).

RESULTATS

Les poblacions de cavilat de la Val d'Aran, avaluades mitjançant els mostrejos de seguiment duts a terme, van ser poc abundants (Taula 1), confinades a zones molt localitzades i la majoria aïllades a causa de la presència de barreres artificials (Figura 2). La truita coexisteix amb el cavilat i és dominant en densitat a tots els punts on aquest últim hi és present. La densitat de cavilat en el període avaluat (2015-2018) té una tendència de recuperació lenta, després del daltabaix demogràfic del 2013 que quasi va provocar-ne l'extinció a la Val d'Aran (Figura 3). La densitat de cavilat en els afluents sempre s'ha mantingut més elevada a la del curs principal de la Garona i la tendència de recuperació també és superior (Figura 4).



▲ **Figura 3.** *Boxplot* (mediana, percentils 25 % i 75 %, màxim i mínim) de les densitats de cavilat (ind ha^{-1}) entre els anys 2004 i 2018.



▲ **Figura 4.** Evolució de la densitat mitjana de cavilat (ind ha^{-1}) entre els anys 2001 i 2018 al riu Garona i els seus afluents.

Pel que fa a les preferències d'hàbitat, la regressió lineal va mostrar relacions significatives de la densitat de cavilat amb la composició del substrat, que explicava el 64 % de les diferències de densitat entre estacions. El percentatge de roques es va relacionar positivament amb la densitat (coeficient: 0,52, *P*=0,011), mentre que el percentatge de còdols va tenir una relació negativa (coeficient: -0,47, *P*=0,020). La resta de variables del substrat, així com les variables de mesohàbitat (pous, taules i ràpids), no van mostrar relacions estadísticament significatives amb la densitat de cavilat.

Les operacions de translocació i alliberament d'exemplars al rius Aiguamòg i Ruda, dins l'espai de la xarxa Natura 2000 "Zona perifèrica de protecció del Parc Nacional d'Aigüestortes i Estany de Sant Maurici" (ES0000022 Aigüestortes), han generat resultats positius, amb el restabliment d'una població al riu Ruda i la millora de la població del riu Aiguamòg (Taula 2).

executar translocacions d'exemplars procedents del canal de Bossòst, fet que probablement va influir en les densitats observades. En el curs principal de la Garona sembla haver-se produït una estabilització de la densitat mitjana al voltant dels 100 ind./ha (Figura 4). Això podria indicar que l'abundància local en cada tram ha arribat a un nivell en què ja es troba limitada per la disponibilitat d'hàbitat o les interaccions biòtiques amb altres espècies (competència, depredació).

La presència de cavilat i la seva abundància està relacionada amb certes característiques de l'hàbitat com el substrat. Les estacions amb més densitat de cavilats tenien una proporció de roques superior. Per tant, aquest tipus de substrat és seleccionat positivament pel cavilat i les estacions amb més proporció de roques són més adequades per al seu desenvolupament. Aquests resultats són similars als d'estudis previs (Legalle *et al.*, 2005a, 2005b; Rocaspana i Aparicio, 2017) i probablement estan relaci-

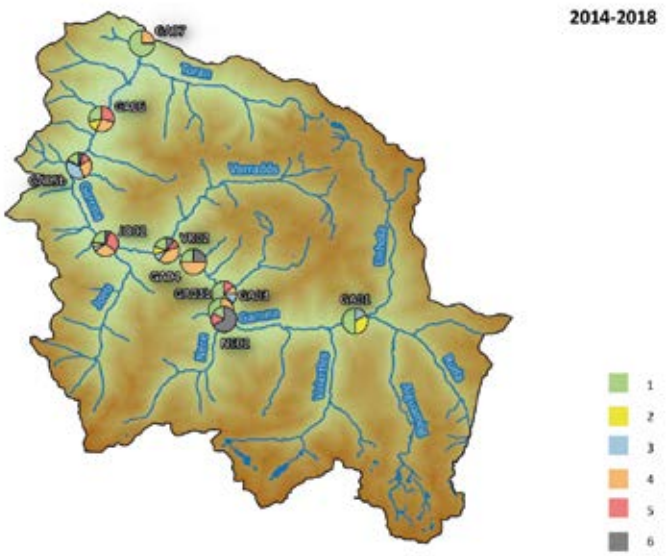
Data	Origen	Destí	Quantitat
4/12/2015	Centre Camadoca (Adeffa)	Garona a Salardú (GA02) i riu Ruda (RU01)	75
25/07/2017	Garona a Vielha (GA03)	Riu Ruda (RU01)	5
25/07/2017	Garona a Les (GA06)	Riu Ruda (RU01)	5
26/07/2017	Garona a Bossost (GA05)	Riu Aiguamòg (AI03)	4
26/07/2017	Riu Joeu (JO02)	Riu Aiguamòg (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

▲ **Taula 2.** Alliberaments de cavilat duts a terme en el marc del projecte LIFE+ LimnoPirineus.

Les anàlisis genètiques indiquen l'existència de sis llinatges genètics diferenciats, amb una distribució molt repartida al llarg del riu (Figura 5). La major part dels llinatges es poden trobar en diferents punts sense trobar una estructuració genètica clara. Les localitats situades als dos extrems de la vall són els que tenen una menor proporció de llinatges.

DISCUSSIÓ

Després del moment crític que va passar la població aranesa de cavilat durant el 2013 degut als històrics aiguats que es van produir, l'espècie segueix augmentant l'amplitud de la seva distribució i el 2018 s'ha detectat en el major nombre de localitats des que es tenen dades. Paral·lelament, la densitat de població també ha continuat en augment gradualment, principalment per la contribució dels afluents (Figura 4). No obstant això, tot i que part d'aquesta millora de les poblacions pot ser deguda a causes naturals, és important tenir en compte que en alguns d'aquests afluents el Conselh Generau d'Aran va



▲ **Figura 5.** Canvis en la proporció de llinatges genètics (grup 1 al 6) de cavilat al llarg del riu Garona a la Val d'Aran.

onats, d'una banda, amb els seus requisits reproductors (Tomlinson i Perrow, 2003) i, de l'altra, amb el microhàbitat que es forma a sota i al darrere de les roques, on la velocitat de l'aigua es debilita i facilita el moviment dels cavilats, que tenen una capacitat natatòria reduïda (Knaepkens *et al.*, 2004; Legalle *et al.*, 2005b).

Pel que fa les actuacions de millora de les poblacions de cavilat de capçalera, situades dins l'espai de la xarxa Natura 2000 «Aigüestortes», s'han aconseguit els objectius esperats, amb una millora general dels dos nuclis poblacionals situats dins aquest espai. Concretament, s'ha aconseguit, d'una banda, el restabliment del nucli poblacional al riu de Ruda, que havia desaparegut temps enrere, i de l'altra la millora de la població del riu Aiguamòg, la qual de fet estigué a punt de desaparèixer arran dels aiguats de 2013. Tanmateix, cal tenir present que les dues poblacions segueixen aïllades per barreres artificials o trams fluvials altament modificats de la resta de poblacions de la Val d'Aran. Per tant, serà necessari seguir-ne l'evolució i, a mitjà termini, programar noves actuacions de translocació, si és necessari.

Els resultats moleculars no mostren una estructuració genètica clara dels diferents llinatges al llarg de la Garona tal com es podria esperar en una espècie de naturalesa bentònica amb poca mobilitat. Tot i que cal aprofundir en un anàlisi més detallat dels resultats, es possible que les pertorbacions ocorregudes al riu, com la riuada del 2013 amb una disminució dràstica de la mida poblacional de l'espècie, hagi conduït a situacions de fort coll d'ampolla que expliquin la composició genètica observada.

AGRAÏMENTS

Volem agrair al personal del Conselh Generau d'Aran per la seva col·laboració en les tasques de camp i a l' associació de defensa i estudi de la fauna i flora autòctona (Adeffa; http://adeffa.cat/) per la informació i mostres dels individus criats en captivitat.

BIBLIOGRAFIA

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-Berthou E., Pou-Rovira Q., Rocaspana R., Vargas M. J. i Vinyoles 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'Aran. Inèdit.

Aran (2014b). Actuaciones para la conservación del cavilat (*Cottus hispaniolensis*) y la trucha (*Salmo trutta*) en la cuenca del Garona (Val d'Aran, Lleida). Conselh Generau d'Aran. Inèdit.

Brookes A. (1994). River channel change. A: Calow P. i Petts G. E., eds. The Rivers Handbook Volume 2, Blackwell Scientific Publications, Oxford, 55-75.

Doadrio I., Perea S., Garzón-Heydt P. i 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. i 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. i 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. i 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. i 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. i 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. i 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. i 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'Aran. Informe tècnic. Servici d'Agricultura Ramaderia i Miei Ambient del Consell Generau d'Aran. Document inèdit.

Rocaspana R. i 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. i Doadrio I. (1990). Peixos (Història Natural dels Països Catalans). Enciclopèdia Catalana, Barcelona, 487 p.

Sousa-Santos C., Robalo J. I., Pereira A. i Doadrio I. (2014). Threatened fishes of the world: *Cottus hispaniolensis* Bacescu-Mester. 1964 (Cottidae). *Croatian J Fish* 72: 132-133.

Tomlinson M. L. i Perrow M. R. (2003). Ecology of the bullhead. Conserving Natura 2000 Rivers, Ecology Series No. 4, English Nature, Peterborough, 16 p.

~ Torbera en restauració a Font Grossa ~

RECUPERACIÓ DE TORBERES A L'EMBASSAMENT 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), Efrem BATRIU (1), Nil ESCOLÀ (1), Ana I. GARCÍA-DEL BAO (1), Jesús TARTERA (3) i Empar CARRILLO (1)

1. Institut de Recerca de la Biodiversitat (IRBio) i Departament de Biologia Evolutiva, Ecologia i Ciències Ambientals, Universitat de Barcelona. Av. Diagonal, 643, 08028 Barcelona, Catalunya, Espanya.
2. Institute of Botany and Landscape Ecology, University of Greifswald, Soldmannstrasse 15, D-17487 Greifswald, Alemanya.
3. Parc Nacional d'Aigüestortes i Estany de Sant Maurici. C/ de Sant Maurici, 5, 25597 Espot, Catalunya, Espanya.

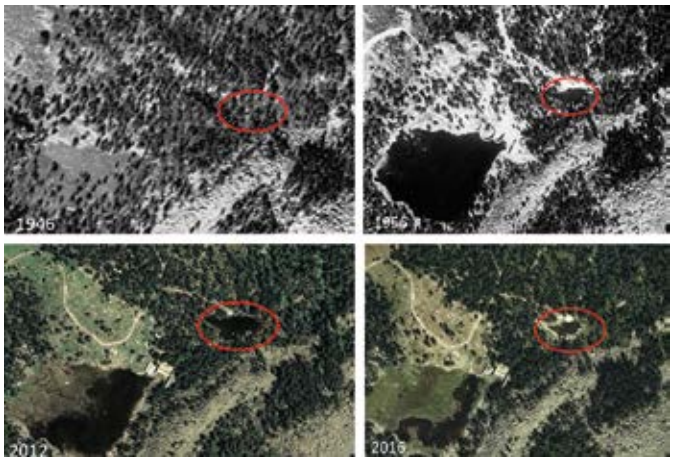
RESUM

Al Parc Nacional d'Aigüestortes i Estany de Sant Maurici s'hi troben nombroses infraestructures hidroelèctriques que modifiquen l'estructura i el funcionament dels hàbitats aquàtics i semiaquàtics. En el marc del projecte LIFE+ LimnoPirineus, hem pres el petit embassament de Font Grossa, en desús des de fa anys, com a mostra d'actuació de restauració ecològica d'hàbitats de mollera. En concret, posem les bases perquè s'hi desenvolupin dues menes d'hàbitats d'interès comunitari, les torberes de transició (HIC 7140) i els bonys d'esfagnes (HIC 7110*). Atès el poc coneixement de què es disposa relatiu a la restauració de molleres pirinenques, hem dut a terme un seguit d'experiències centrades en plantes estructurals d'aquells tipus de mollera, concretament *Carex rostrata, C. nigra, Juncus filiformis* i quatre espècies de *Sphagnum*. Amb aquests experiments hem testat la seva capacitat de creixement en diferents condicions d'inundació i de competència, per tal de seleccionar la més adequada per a cada situació. Els experiments han començat en condicions controlades (cambra de cultiu, hivernacle) i finalment s'han desenvolupat a la mateixa Font Grossa, en condicions de camp. Han seguit les actuacions de restauració dels HIC objectiu en els espais propicis, els estius de 2017 i 2018. El seguiment i les actuacions posteriors, realitzats fins a l'estiu de 2019, corroboren una bona implantació de la població de *C. rostrata* i fan preveure una implantació parcialment bona de les poblacions d'esfagnes. Tot i això, la formació de comunitats més o menys estables es preveu lenta, i sotmesa a eventualitats extremes com ara els forts increments puntuals de cabal d'aigua (pel desglaç de neu a la primavera o per episodis de pluges fortes) o períodes ocasionals de sequera extrema.

INTRODUCCIÓ

La utilització dels estanys i rius d'alta muntanya com a productors d'energia hidràulica sovint ha ocasionat alteracions en la vegetació que els envolta. La inundació de les ribes d'estanys degut a al recreixement de les masses d'aigua amb la construcció de preses elimina totalment els ecosistemes anteriors, entre els quals solen trobar-se diferents menes d'aiguamolls i de prats humits. Si es vol revertir aquesta situació i es torna al nivell natural d'aigua, cal afrontar les dificultats de regenerar la vegetació i els sòls que hi havia anteriorment (Moreno-Mateos *et al.*, 2015). D'entrada, no se sol disposar de prou informació dels ecosistemes previs, i a més l'areny descobert que envolta l'estany és un espai de característiques ben diferents a les que hi havia abans de la inundació. Reconstruir una mollera al marge nou de l'estany només serà possible si la morfologia és propícia i es pot mantenir un nivell freàtic més o menys alt en el nou sòl. D'altra banda, tot i que hi ha prou experiències de restauració de molleres en àmbits boreals i atlàntics (Budelsky *et al.*, 1999; Caporn *et al.*, 2018; Quinty i Rochefort, 2003), hi ha poquíssima informació relativa a sistemes alpins, i cap als Pirineus.

A la ribera de Peguera d'Espot, l'eliminació l'any 2012 de la presa del petit embassament anomenat Font Grossa i de les infraestructures associades, va propiciar l'oportunitat d'abordar accions de restauració de molleres (figura 1). Així, el projecte LIFE+ LimnoPirineus (2014) va plantejar que en aquest lloc es dugués a terme una restauració demostrativa de dos hàbitats d'interès comunitari (HIC) de mollera, és a dir, que servís com a assaig real per a altres possibles actuacions similars. Aquí cal tenir en compte l'elevat nombre d'alteracions hidrològiques de diversa tipologia que es troben al parc nacional i a la resta dels Pirineus, que són susceptibles de caure en desús amb el pas dels anys i, per tant, de ser mereixedores de restauració.



▲ **Figura 1.** Ortoimatges del conjunt de Lladres i Font Grossa, a la ribera de Peguera d'Espot, en quatre dates clau. L'any 1956 s'havien construït ja les dues preses que van generar l'embassament de Lladres, que va inundar una àrea relativament gran de prat torbós (imatge de 1946) i el de la Font Grossa, forestal però que probablement amagava una àrea també torbosa (imatge de 1946). Pocs anys després, l'embassament de Lladres va passar a la situació actual (imatges inferiors), en què sol estar gairebé buit. El de la Font Grossa va seguir ple fins al 2012, quan es va reduir per l'enderrocament parcial de la presa (imatge de 2016).

OBJECTIU

L'objectiu definit al projecte LIFE+ LimnoPirineus és la restauració de les torberes de transició i dels bonys d'esfagnes, dos hàbitats d'interès comunitari (HIC 7140 i HIC 7110*, respectivament). Es tracta d'hàbitats de significat particular dins del parc nacional per la seva abundància relativa en aquest espai i per la seva raresa als Pirineus catalans (Pérez-Haase i Ninot, 2017). Els dos tipus de torbera estan ben representats als estanys de Trescuro, situats poc més amunt de la Font Grossa i dins de la mateixa conca, raó per la qual es va decidir la restauració d'aquests dos hàbitats i no altres.

DIAGNOSI

Per tirar endavant aquesta restauració de manera fonamentada vam estudiar les característiques del medi de la Font Grossa, tant de la franja descoberta d'aigua l'any 2012 com de l'entorn immediat. L'estiu de 2014 hi vam instal·lar nou freatímetres per tal de seguir les oscil·lacions de l'aigua freàtica i d'analitzar-la, vam aixecar inventaris de vegetació del sistema de molleres adjacent, que està alimentat per surgències laterals, i també un mapa detallat d'hàbitats (seguint la mateixa metodologia que Colomer *et al.* (2019)).

La franja descoberta d'aigua arran de l'eliminació de la presa era força irregular i clapejada per nombrosos blocs granítics. Entre aquests, hi havia un conjunt de superfícies relativament suaus, formades per un substrat sorrenc-llimós. El nivell freàtic s'hi manté relativament superficial, determinat per l'oscil·lació estacional de la nova làmina d'aigua i sotmès als alts i baixos esporàdics ocasionats per l'ús hidroelèctric de la derivació d'aigua a la presa de Lladres. De fet, el que correspondria al curs del barranc de Peguera transcorre pel fons de l'antic embassament. L'aigua hi està retinguda pel basament de l'antiga presa i pels esbaldregalls ocasionats en la demolició d'aquesta, la qual cosa propicia una bassa quasi natural. A més hi ha una surgència important entre els blocs granítics del sud-oest i algunes fonts difuses que ja mantenien una mollera prèvia a l'embassament, de la qual se'n va conservar la part per sobre del nivell d'inundació.

El 2014, aquest areny es trobava en bona part en procés de colonització força activa per plantes de jonquera més o menys oportunistes, sobretot per *Juncus articulatus*.

Més enfora d'aquesta franja descoberta, per l'extrem oriental s'estenia amunt pel vessant suau un mosaic de molleres prou interessant, que incloïa torbera de *Trichophorum cespitosum* (*Pediculari-Trichophoretum cespitosi*), poblaments de *Carex rostrata* (*Caricetum rostratae*), algun petit clap d'aquest mateix càrex amb esfagnes (*Sphagno-Caricetum rostratae*) i notables bonys d'esfagnes amb ericàcies (*Vaccinio-Sphagnetum capillifolii*; Pérez-Haase *et al.*, 2012). Precisament, aquestes dues darreres comunitats corresponen als HIC 7140 i 7110*, objectius de la restauració.

Durant el període estival de 2014, el nivell freàtic es va mantenir entre 35 i 47 cm per sota de la superfície superior als bonys d'esfagnes, mentre que a la resta de comunitats va oscil·lar sobretot entre 3 i 13 cm per sota de la superfície del sòl. Cal tenir en compte, però, que en les comunitats situades a nivell més baix (principalment les de *C. rostrata*) el nivell de l'aigua es devia trobar per sobre del sòl fins a l'any 2012, almenys temporalment o parcialment, i per tant, que el 2014 i encara ara aquestes comunitats responen en bona part a condicions passades.

Pel que fa a les aigües freàtiques, són poc mineralitzades (entre 17 i 67 µS/cm, la majoria amb només de 5 a 15 ppm de calci) i àcides (pH entre 4,5 i 5,5).

MATERIAL VEGETAL PER A EXPERIMENTACIÓ

Un cop estudiada la vegetació de molleres de l'entorn de la Font Grossa i de Trescuro (Colomer *et al.*, 2019; Colomer *et al.*, aquest volum), vam seleccionar algunes espècies com a constructores potencials dels nous hàbitats a la zona que s'havia de restaurar. En tots els casos es tractava d'espècies que fan un paper estructural en una o altra comunitat, cobrint un cert interval del gradient ecològic predominant en les molleres, com és el d'inundació. A més, es tractava d'espècies clonals, és a dir, capaces de formar poblacions més o menys extenses a partir de l'expansió lateral d'un o pocs individus (Keddy, 2010).

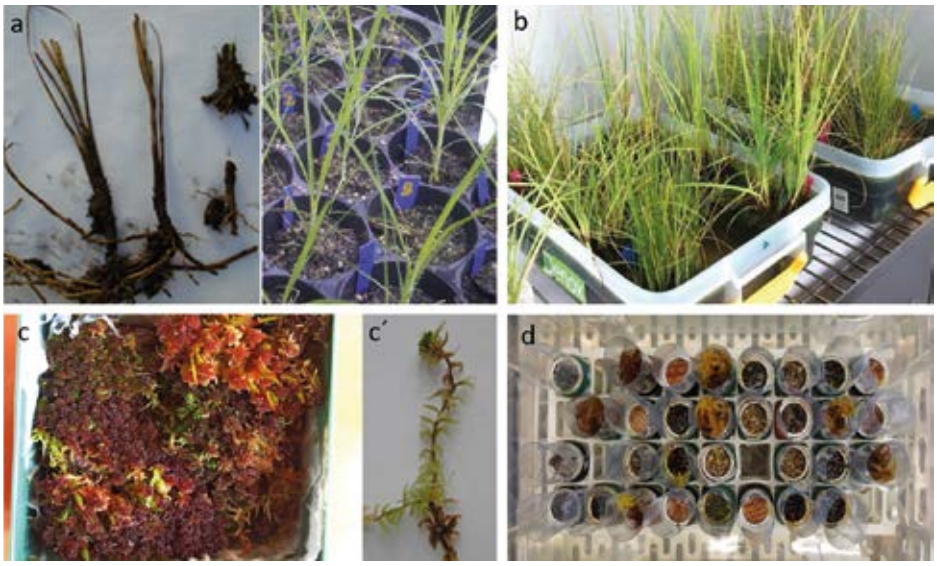
La major part del material vegetal el vam obtenir de l'entorn de l'embassament de Lladres, molt proper a la Font Grossa (figura 1). Aquest embassament serveix per derivar l'aigua que baixa pel riu de Peguera cap al canal

de conducció a la central hidroelèctrica d'Espot. Segons la demanda d'energia, s'allibera més o menys aigua pel barranc cap a la Font Grossa, si bé la major part del temps l'embassament de Lladres està quasi buit. Per això, el fons està colonitzat per poblacions de *C. rostrata* i altres plantes de molleres resistents a la pertorbació que impliquen les immersions temporals.

En el cas de les plantes vasculars, vam emprar *Carex rostrata*, dominant en molleres semiinundades i en ribes d'estanys; *C. nigra*, abundant en molleres de diversa mena, generalment menys inundades; i *Juncus filiformis*, localment abundant en molleres sotmeses a notable oscil·lació de nivell freàtic (Carrillo i Ninot, 1992). De totes tres, la tardor de 2014 en vam obtenir alguns centenars d'esqueixos (rebrots basals amb un fragment de rizoma) de les poblacions que abunden a la mollera de l'embassament de Lladres, així com nombroses infructescències amb llavors madures del mateix entorn. Durant el següent hivern, als hivernacles de la Facultat de Biologia de la Universitat de Barcelona, vam produir nombroses plantes juvenils a partir dels esqueixos, i plàntules a partir de les llavors (figura 2a). Com a resultat general, destaca el baix nivell de germinació de les llavors obtingut a totes les espècies i el temps que trigaven a créixer les plàntules, de manera que vam descartar usar sembres amb l'objectiu de restaurar hàbitats amb un mínim d'eficiència. En canvi, la major part dels esqueixos (entre el 49 % i el 89 %, segons les espècies) van produir una planta juvenil, que en pocs mesos tenia nombroses fulles i havia produït alguns rebrots.

Pel que fa a les molses, vam triar tres espècies d'esfagnes: *Sphagnum teres*, propi d'ambients força inundats; *S. capillifolium*, típic de la part alta dels bonys d'esfagnes, en condicions relativament seques, i *S. magellanicum*, que es troba en un espectre intermedi de condicions hidrològiques, però que tendeix a formar bonys. En el cas de *S. magellanicum*, el fet que es tracti d'una espècie catalogada com a «vulnerable» a la Península Ibèrica (Garilleti i Albertos, 2012) afegeix interès a l'objectiu general de restauració. De totes tres espècies en vam obtenir petites tofes (pocs centímetres quadrats) les tardors de 2014 i de 2015, que vam cultivar i multiplicar també a l'hivernacle (figura 2c). En aquestes condicions, els esfagnes van créixer força activament, tant en alçada com en la formació de nous brots.

A partir del material vegetal produït, durant els darrers quatre anys hem avaluat la capacitat de germinar i créixer de les diferents espècies, tant en cultiu pur com combinant-les per parelles, i en diferents condicions ecològiques, sobretot relatives al nivell d'inundació. Es va dur a terme un primer bloc d'experiències en cambra de cultiu, amb condicions de temperatura i llum que imitaven les d'inici d'estiu a l'estatge subalpí (16 hores de llum a 22 ºC, i 8 hores de foscor a 15 ºC). Després es van fer altres experiències directament al camp, en el medi natural i buscant les mateixes condicions dels hàbitats que volíem restaurar.



▲ **Figura 2.** Detalls relatius a l'experimentació amb material vegetal: esqueixos de *C. rostrata* i plàntules de *C. nigra* (**a**); cultiu en cambra de *C. nigra* i *C. rostrata* en diferents condicions d'inundació (**b**); petita gespa (**c**) i planta individualitzada (**c'**) de *Sphagnum*, i cultiu en cambra de fragments de *Sphagnum* sobre diferents menes de substrat (**d**).

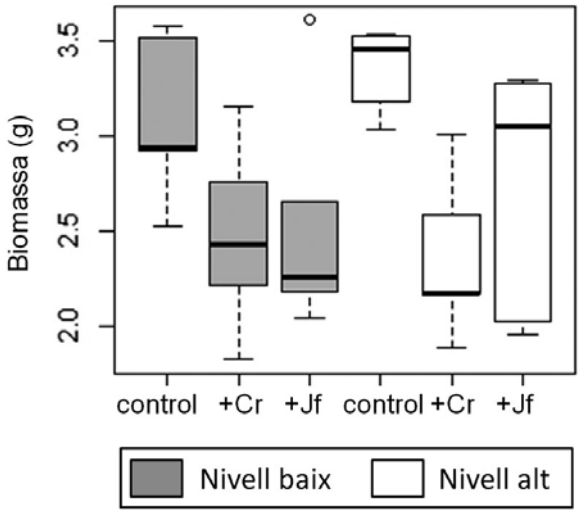
CULTIUS EXPERIMENTALS

Càrexs i joncs en condicions controlades

La primavera de 2015 es van emprar 90 de les plantes produïdes a l'hivernacle de cadascuna de les tres espècies (*Carex rostrata, C. nigra* i *Juncus filiformis*) i 90 plàntules de *C. nigra* produïdes en cambra de germinació. Es van disposar en contenidors de plàstic amb substrat estèril i uniforme, en diferents combinacions que contenien 3 + 3 plantes de dues espècies diferents; i en altres contenidors s'hi van disposar lots de tres plantes de la mateixa espècie, com a control. Totes les tipologies es van cultivar en cambra durant tres mesos en dues condicions d'inundació, amb aigua 2 cm per sobre del nivell del sòl i amb aigua 5 cm per sota d'aquest nivell (figura 2b).

Al final de l'experiment, el creixement (fulles, rizomes) va ser òptim a les plantes adultes de totes tres espècies en cultiu pur. Quan conviuen dues espècies, en canvi, totes les espècies en general acusen la competència en forma de menys creixement: la interacció de *C. nigra* i *C. rostrata* resulta en valors finals de biomassa aèria (fulles) inferiors que els obtinguts en situació control, mentre que la interacció de *C. nigra* i *J. filiformis* provoca un creixement inferior en *J. filiformes,* però no afecta a la ciperàcia (figures 3 i 4). Els càrexs no es veuen afectats pel nivell d'aigua, mentre que *J. filiformis* creix menys amb nivell d'aigua

baix. Pel que fa a les plàntules de *C. nigra*, tant la inundació com la interacció amb plantes adultes les va afectar negativament, en forma de mal creixement o de mortalitat. Associem la inhibició del creixement de les plàntules a anòxia radical en condicions inundades i a falta de llum en companyia de plantes adultes (Pladevall, 2015).



▲ **Figura 3.** Resposta de *Carex nigra*, avaluada com a pes sec de la part aèria de les plantes de cada contenidor, a les diferents condicions de cultiu: població pura (control), amb *C. rostrata* (+Cr) o amb *J. filiformis* (+Jf), i amb nivell d'aigua baix o alt.

Espècie	Efecte del nivel freàtic
Carex nigra	Inundat = No inundat
Carex rostrata	Inundat = No inundat
Juncus filiformis	Inundat > No inundat

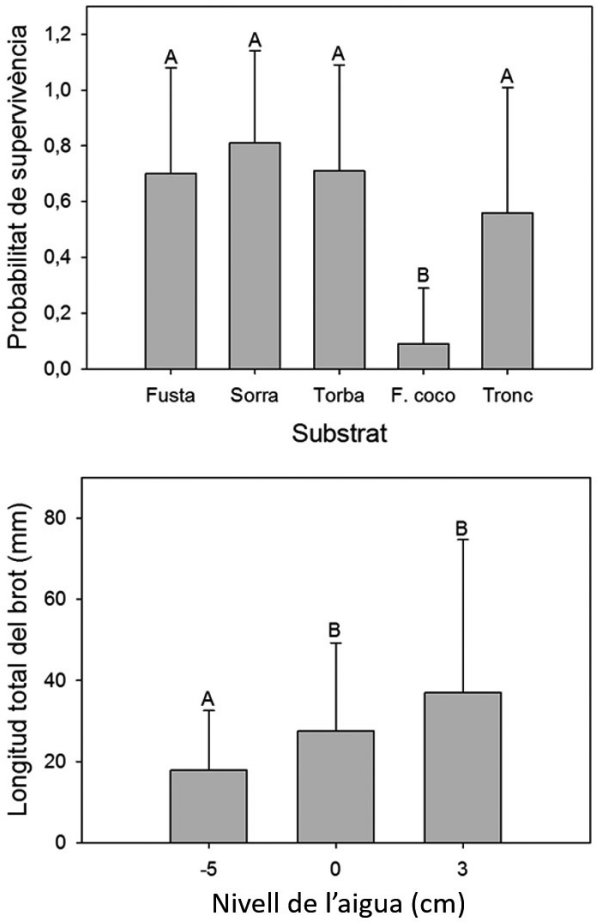
Espècie	Efecte de la interacció
Carex nigra + *Carex rostrata*	Control > Competència
	Control > Competència
Carex nigra + *Juncus filiformis*	Control ≈ Competència
	Control > Competència

▲ **Figura 4.** Resum de la resposta, relativa al pes sec de la part aèria, de les plantes adultes de les diferents espècies vasculars testades, sota les diferents condicions de cultiu.

Esfagnes en condicions controlades

La primavera de 2016 es van muntar uns petits contenidors de cultiu, on es van disposar fragments de caulidi d'esfagnes, com a propàguls de mida uniforme (segments de 2 mm de longitud). De manera semblant al cas de les plantes vasculars, es van disposar diferents combinacions de parelles d'espècies, partint de 3 + 3 propàguls a cada contenidor, i també es van muntar contenidors en cultiu pur de cada espècie. Pel que fa al factor d'inundació, es van establir tres nivells (5 cm per sota del cultiu, arran de la superfície del substrat i 3 cm per sobre). Com que la capacitat del substrat per conduir aigua per capil·laritat és clau en les molses, vam experimentar amb diferents materials (fusta nova, fusta parcialment descomposta, sorra, torba i fibra de coco; figura 2d).

Al cap de tres mesos de cultiu, la supervivència de totes tres espècies es va veure afectada significativament pel tipus de substrat, amb preferència generalitzada per la torba i per la sorra. El tipus de substrat també va donar creixements diferencials en les dues espècies no tan hidròfiles (*S. magellanicum* i *S. capillifolium*), que van respondre millor amb torba i fusta, mentre que *S. teres* va respondre al nivell de l'aigua, concretament creixent més en condicions de més inundació (figura 5). En canvi, no vam detectar efectes d'interacció entre espècies, probablement perquè no havien crescut prou per exercir competència.



▲ **Figura 5.** Resposta de *Sphagnum teres*, avaluada com a supervivència i longitud de la planta, a diferents condicions de cultiu; només el substrat de fibra de coco i les condicions de nivell inferior d'aigua van donar resultats significativament pitjors a la resta de condicions.

Per testar el paper de la competència entre les tres espècies, es va fer un segon experiment amb un disseny

similar a l'anterior. En aquest, es van utilitzar fragments més grossos, de 2,5 cm de longitud, que incloïen el capítol (part apical de l'esfagne on es concentren les branques laterals de forma compactada). Es van establir els mateixos tres nivells freàtics i es va utilitzar únicament torba com a substrat. Per a les tres espècies, la supervivència dels fragments va ser pràcticament total. El creixement es va veure afectat significativament pel nivell d'inundació, i totes tres espècies van créixer més amb l'aigua al mateix nivell que el substrat. En aquest nivell freàtic, la interacció entre *S. magellanicum* i *S. capillifolium* les va afectar negativament respecte a quan cada una d'aquestes dues convivia amb *S. teres* (Espuny *et al.*, 2018).

Basant-nos en els resultats de les dues experiències, per a la restauració és preferible utilitzar fragments de mida gran, ja que són més vigorosos, i s'ha de considerar el tipus de substrat, ja que té un paper important en la supervivència dels fragments. Un nivell constant d'humitat afavoreix el creixement de totes tres espècies, però no s'ha d'obviar la composició química de l'aigua, perquè les espècies de *Sphagnum* que formen els bonys es poden veure afectades pel calci que conté l'aigua de l'estany, tot i que s'hi troba en concentracions baixes. La competència entre espècies pot perjudicar-ne el creixement i, per tant, s'hauria de tenir en compte a l'hora d'establir el seu emplaçament en accions de restauració.

▲ **Figura 6.** Detalls relatius als cultius de camp: **a**, tofes de *C. rostrata* a finals d'estiu de 2015, resultat dels esqueixos plantats el juny del mateix any en diferents situacions d'inundació; **b**, plantació d'esqueixos de *C. rostrata* com a base de la restauració de la torbera de transició; **c**, petits contenidors de torba amb brots de *Sphagnum* a punt de trasplantar; **d**, petita població de *Sphagnum* creixent a partir dels contenidors a través de la malla de protecció fixada amb estaquetes de fusta.

Cultius en condicions de camp

A inicis de l'estiu de 2015 es va muntar una experiència amb càrexs i joncs tenint en compte dos factors, inundació i competència, comparable a la realitzada en cambra de condicions controlades, relativa a plantes adultes de les tres mateixes espècies (figura 6a). Aquesta experiència es va seguir fins a finals d'estiu de 2016.

En algun dels blocs (on el sòl era més groller) es va evidenciar un creixement molt pobre, fins i tot mortalitat d'algunes plantes, sobretot arran d'un període poc plujós que es va produir a mitjan estiu de 2015. La resta va créixer bé en totes dues condicions de nivell freàtic. Després de dos períodes estivals de creixement, vam poder concloure que *C. rostrata* viu millor en condicions d'inundació, independentment de si té competència, mentre que *C. nigra* creix menys en companyia de *C. rostrata*, en totes dues situacions. *Juncus filiformis* no va respondre a les diferents situacions experimentals. Per tant, *C. rostrata* va evidenciar una bona capacitat d'implantació i establiment a partir d'esqueixos en l'ambient que s'havia de restaurar, tant fora com dins de l'aigua.

A mitjan estiu de 2015 també es van trasplantar la resta de plantes produïdes a l'hivernacle, principalment de *C. rostrata* i *C. nigra*, però també de *J. filiformis, Carex panicea* i altres espècies de mollera. A finals d'estiu es van emprar 100 esqueixos més de *C. rostrata* per trasplantar-los en cinc blocs en diferents punts adequats al seu creixement, en situació d'inundació lleu (pocs centímetres sota l'aigua).

En general va haver-hi bona resposta en totes tres espècies principals, tant de supervivència com de creixement, fins a inicis d'estiu de 2017. Tot i això, algunes de les plantes de *C. rostrata* plantades dins l'aigua cap a l'entrada de l'embassament van desaparèixer, molt probablement arrossegades pel corrent dels períodes de més avinguda.

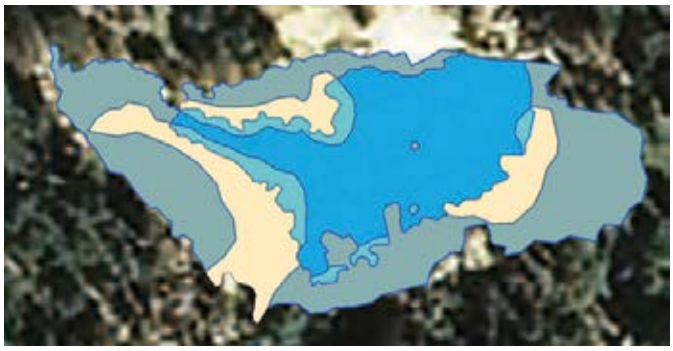
Pel que fa als esfagnes, es van preparar petits contenidors de torba premsada, cadascun amb quatre brots d'una o altra espècie de *Sphagnum* (figura 6c). L'estiu de 2016 es van situar aquests contenidors semienterrats en microambients apropiats de la riba, ja plantats l'any anterior amb *C. rostrata*; i un altre conjunt a les mateixes parcel·les que les plantes de l'experiència factorial, un cop recollides aquestes plantes. Els contenidors, en grups de quatre, els vam cobrir amb una arpillera de fibra natural de malla ampla, i es van fixar al substrat amb piquetes de fusta no tractada (figura 6d).

Al llarg de l'estiu de 2016 hi va haver una certa mortalitat en aquests esfagnes, afectats per la sequera superficial del substrat. A més, entre la tardor de 2016 i la primavera de 2017, alguns es van veure pertorbats, o van desaparèixer, a causa d'episodis de més intensitat en el corrent d'aigua. Això posa de relleu que la restauració de poblacions d'esfagnes topa amb més entrebancs que la de plantes

vasculars, sobretot per episodis desfavorables com són períodes relativament secs a l'estiu o crescudes de corrent per desglaç o per tempestes fortes.

Actuacions de restauració

L'estiu de 2017 es va dur a terme la major part de les actuacions destinades a la restauració, seguint un protocol elaborat a partir de les experiències descrites i de documentació (Ferland i Rochefort, 1997; Quistberg i Stringham, 2010; Wittram *et al.*, 2015). En aquest protocol es definien les accions de condicionament i de plantació de diferents espècies, seguint un esquema cartogràfic (figura 7). Es tractava principalment d'establir poblacions laxes de *C. rostrata*, que haurien de ser la base constructora de la torbera de transició (HIC 7140), deixant per a una segona fase la implantació d'esfagnes hidròfils i, eventualment, d'altres plantes de mollera. Així mateix, va quedar per a aquesta segona etapa la creació dels nòduls de desenvolupament dels bonys de *S. capillifolium* i *S. magellanicum* amb ericàcies (HIC 7110*).



▲ **Figura 7.** Plànol de la restauració de la Font Grossa, on la línia blava més externa indica el perímetre de l'embassament abans d'enderrocar la presa. Blau, aigua lliure; blau-verd, àrea de plantació de *C. rostrata* semi-inundat; groc, àrea de plantació de la mateixa espècie fora de l'aigua i de creació de bonys d'esfagnes; gris, àrea antigament inundada, no apta per als hàbitats objectiu de mollera (subjecta a recolonització espontània per plantes pradenques i oportunistes).

L'agost de 2017 es va condicionar la zona de plantació amb estaques i taules de fusta no tractada, per tal de defensar el sediment dels corrents d'aigua durant el període d'arrelament i creixement de *C. rostrata*, i es va instal·lar també una petita palissada laxa de puntals dins l'aigua que esmorteís el corrent en els episodis de recreixement. Com a mesura preventiva contra el trepig i l'herbivorisme de bestiar gran, es va envoltar tot el conjunt amb una tanca ramadera electrificada (figura 8).

Mentrestant, es van obtenir uns 5.000 esqueixos de *C. rostrata* del proper embassament de Lladres, similars als emprats en les experiències, i s'anaven trasplantant en un marc de plantació lax (uns 15 cm) en les superfícies per restaurar (figura 6b). Aquestes feien un total d'uns 135 m^2, en forma d'una franja de terreny més o menys ampla segons la morfologia de la riba, i que té una part inundada i una part fora de l'aigua. La tardor de 2017 es van trasplantar petits contenidors amb *S. teres* i *S. subsecundum* (una espècie d'ecologia similar a la de *S. teres*) protegits per una malla d'arpillera. Es van situar enmig de la catifa de *C. rostrata*, per assegurar l'estabilitat de la seva implantació davant del desglaç de primavera.

La creació de bonys d'esfagnes (HIC 7110*) es va començar a plantejar el mateix estiu de 2017 amb l'acumulació de trossos de fusta morta del voltant, de manera intercalada entre les zones replantades. Vam procurar situar-los a la part exterior de la catifa de *C. rostrata* i fora de la influència directa de l'aigua de l'estanyet.

La introducció definitiva de brots de quatre espècies diferents d'esfagnes, típiques dels dos HIC per restaurar, es va fer a finals de primavera i principis d'estiu de 2018, un cop avaluada la metodologia emprada. A la torbera de transició (HIC 7140) hi vam introduir petits nòduls (grupets petits d'esqueixos) en contenidors de torba com els ja descrits, amb *Sphagnum teres* i *S. subsecundum*. Els contenidors els vam plantar en grups de quatre fixats al substrat amb arpillera i piquetes de fusta, com s'ha descrit anteriorment (figura 6d). Els vam disposar seguint tres nivells d'inundació, i en set sectors diferents de la catifa de *C. rostrata*. En una part dels contenidors vam afegir

◀ **Figura 8.** Vista parcial de la restauració de la Font Grossa a finals d'estiu de 2017. Les taules i les estaques semisubmergides protegeixen la població trasplantada de *C. rostrata*, que ocupa les vores suaus des de pocs centímetres per sota l'aigua fins a pocs centímetres per sobre. Un filat electrificat protegeix el conjunt de l'herbivorisme i el trepig ocasional.

llavors i esqueixos d'espècies pròpies d'aquest hàbitat (*Carex canescens, C. rostrata, Viola palustris*).

Per als bonys d'esfagnes, vam utilitzar una metodologia semblant a la de l'hàbitat anterior, però utilitzant *S. capillifolium* i *S. magellanicum* com a espècies edificadores. L'estiu de 2018 hi vam trasplantar blocs de contenidors amb diferents combinacions de les dues espècies, fixades també amb arpillera i piquetes; i hi vam introduir algunes espècies pròpies d'aquest hàbitat, tant d'esqueix (*Calluna vulgaris*) com de llavor (*Potentila erecta, Drosera rotundifolia*). En aquest cas, els contenidors es van col·locar a la zona perifèrica de la bassa, sobretot a la part on hi ha les surgències difuses i sobre fusta morta o a recer d'aquesta, de manera que pogués fer de nòdul de creixement dels esfagnes ombròfils.

Seguiment

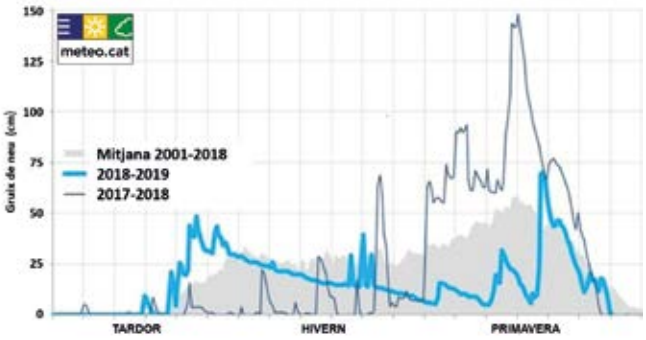
Els primers resultats pel que fa a l'establiment de la catifa de *Carex rostrata* (HIC 7140) han estat bons. S'ha fet un seguiment continuat, més freqüent el 2017 i més espaiat el 2018 i el 2019, de diferents parcel·les control i del sistema en general, a partir d'imatges.

Hi ha hagut arrelament i filloleig nou, i les plantes han sobreviscut a dues avingudes molt fortes d'aigua de l'estiu de 2018: la del desglaç, molt intensa per la gran quantitat de neu acumulada aquest any, i l'ocasionada per les pluges extraordinàries del mes d'agost. Totes dues van provocar una pujada de nivell sobtada i, sobretot la segona, un fort corrent d'aigua que va malmetre una petita part de les proteccions, va moure rocs grans i va desmuntar una part de les fustes disposades per facilitar la creació de bonys. Els càrexs van seguir tots a lloc, si bé en algun sector van quedar mig enterrats per al·luvions.

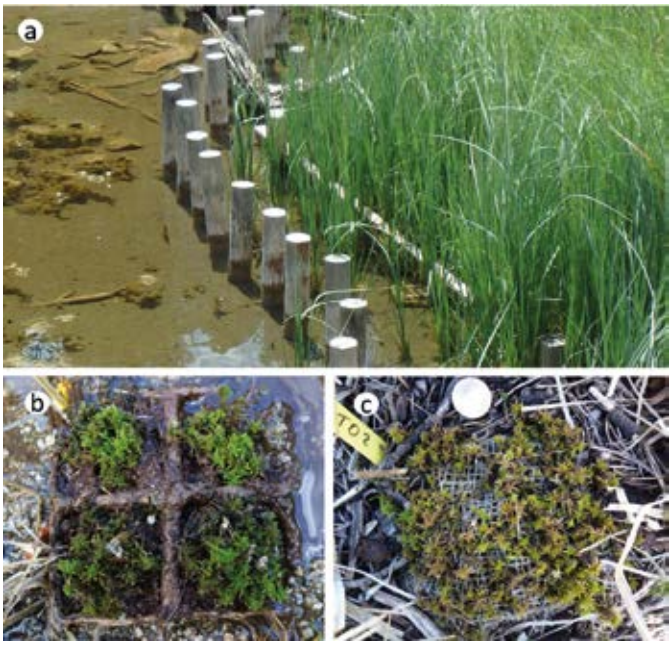
El 2019 ha sigut pobre en precipitacions d'hivern i primavera (figura 9). L'arribada relativament minsa d'aigua de fosa de neu, junt amb les baixes precipitacions i les altes temperatures de la primera meitat de l'estiu, han fet que el nivell de les aigües a la Font Grossa sigui baix tot l'estiu, ja des de l'inici. Per aquest motiu, la franja més exterior de càrex ha tingut un desenvolupament feble i els individus que estan en el sector més inundat han seguit creixent cap a dins de la bassa. Tot i aquests episodis extrems, la dinàmica d'extensió i densificació, juntament amb el fet que els individus introduïts el 2017 ja han florit i fructificat, permeten considerar la població de *C. rostrata* consolidada i ben capaç d'estructurar l'hàbitat 7140 (figura 10a).

Els esfagnes, tot i ser d'introducció més recent (juny i juliol de 2018), s'han mantingut al lloc i creixen obrint-se pas per la malla d'arpillera que els protegeix. Aquesta malla protectora ha estat un element clau per evitar el desplaçament de les mostres amb les avingudes d'aigua i per donar una certa protecció a les plantes joves davant d'un excés de radiació i d'altes temperatures.

Una part (un de cada set lots) dels esfagnes introduïts a la torbera de transició van quedar soterrats per sorres i graves arribades amb la inundació de l'agost de 2018, i una altra petita part es van veure coberts per una capa prima de sediments. La resta i els dels bonys van arribar



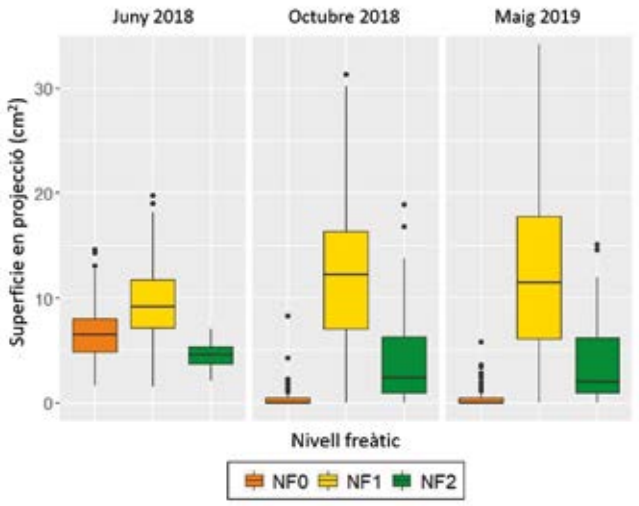
▲ **Figura 9.** Dinàmica dels gruixos de neu a l'estació alpina d'Espot (2.519 m) els dos anys dels treballs de restauració i, com a mitjana, els nou anys anteriors (gràfic del Servei Meteorològic de Catalunya). Les abundoses nevades de la primavera de 2018 van propiciar forts corrents d'aigua i nivell alt a la Font Grossa a inicis d'estiu, alimentats per la ràpida fosa de neu. En canvi, la minsa reserva de neu de 2019, junt amb les poques pluges i les altes temperatures d'inici de l'estiu següent, van provocar un nivell d'aigua baix ja des de l'inici d'aquell estiu.



▲ **Figura 10.** Desenvolupament favorable d'espècies estructurals: **a**, població de *C. rostrata* densificada i ben establerta l'estiu de 2019, dos anys després de la implantació, i que en alguns punts s'expandeix espontàniament (part central de la imatge), aigua endins de la taula de protecció; **b**, un dels nòduls d'esfagne ja instal·lat, just abans de cobrir-lo amb arpillera, el juny de 2018; **c**, el mateix nòdul, el maig de 2019, expandint-se per sobre i més enllà de l'arpillera.

a la tardor de 2018 en bon estat. A finals de maig de 2019 s'ha fet un seguiment dels diferents lots amb presa d'imatge zenital i mesura de l'alçada. En el cas dels esfagnes situats entre la catifa de *Carex rostrata*, tret de les mostres afectades per la inundació de l'agost passat, la majoria estaven vius i amb bon creixement, tot i que mostraven diferències entre els tres nivells d'inundació. Donat que el nivell de l'aigua va ser alt en general l'estiu de 2018, els que

estaven més cap endins de la bassa van mostrar mal creixement i certa mortalitat. A l'inrevés, les temperatures elevades i el baix nivell de l'aigua de l'estiu de 2019 han fet que siguin els que estan a la zona més allunyada de l'aigua els que tenen problemes per créixer i sobreviure. Així, les mostres de la zona intermèdia són les que millor s'han establert; en alguns casos, els esfagnes, a més de sobrepassar l'arpillera s'han començat a estendre lateralment fora dels contenidors (figures 10c i 11).



▲ **Figura 11.** Progressió dels propàguls de *Sphagnum* emprats en les experiències de restauració (mesurada com l'àrea de projecció del grup plantat a cada contenidor) al llarg del primer any, a l'areny litoral de la Font Grossa, segons els tres nivells freàtics considerats: NF0, plantats a pocs centímetres sota l'aigua; NF1, aproximadament al nivell de l'aigua; NF2, pocs centímetres per sobre de l'aigua.

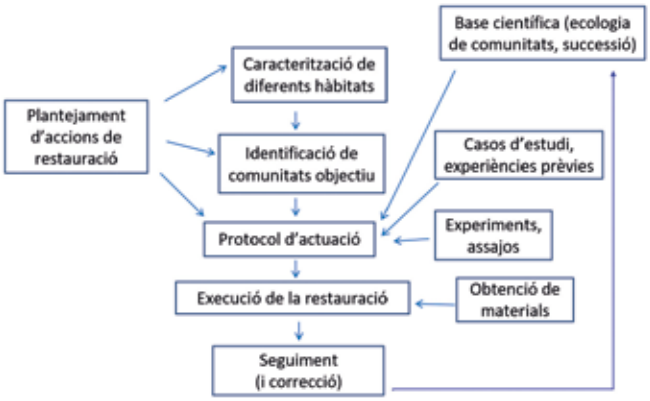
Pel que fa als nòduls de regeneració de bonys d'esfagnes (HIC 7110*), una petita part ja presentava problemes a l'inici de l'estiu de 2019, principalment els que es van establir sobre fusta morta, en contraposició als establerts sobre torba, que van sobreviure bé al llarg del primer any. Tot i així, és de preveure que l'episodi de calor que ha afectat bona part dels Pirineus i del continent europeu aquest juliol hagi ocasionat dificultats en el creixement i la supervivència dels esfagnes en general. Cal tenir present que, si bé *Sphagnum capillifolium* i fins i tot *S. magellanicum* són esfagnes tolerants a la dessecació temporal (solen trobar-se en indrets amb nivell freàtic baix), poden no sobreviure en condicions excepcionals de sequera, ja que precisament depenen de l'aigua de pluja. Hem detectat mala vitalitat i lesions en els bonys naturals ben establerts en àrees properes a la Font Grossa i en diferents llocs del Pirineu central.

De les espècies vasculars implantades l'estiu de 2018 entre els nuclis d'esfagnes, a inicis de l'estiu de 2019 havien progressat raonablement bé els esqueixos de *Viola palustris* i de *Calluna vulgaris*. En canvi, s'observava molt poca germinació generalitzada, potser a causa d'erosió de les llavors pels corrents d'aigua.

Perspectives i context general

Tant la torbera de *Carex rostrata* amb esfagnes (HIC 7140) com els bonys d'esfagnes (HIC 7110*) preveiem que es desenvolupin amb relativa lentitud, depenent dels diferents components d'aquestes comunitats vegetals. Així, les poblacions de *C. rostrata* s'han establert satisfactòriament en poc temps i ofereixen una estructura relativament estable a la resta de components, mentre que per a les poblacions d'esfagnes es preveu un procés força lent i atzarós, depenent de condicions ambientals. Entremig, diverses plantes vasculars de mollera (*Carex flacca, C. lepidocarpa, Pinguicula grandiflora, Potentilla erecta*, etc.) s'hi han anat introduint espontàniament. D'altra banda, inclús amb un període de seguiment curt s'ha constatat el pes dels esdeveniments meteorològics extrems en el curs de la successió. La temporalitat i la intensitat d'aquests períodes pot modificar substancialment les previsions.

Aquí, voldríem fer èmfasi en la importància de fer un seguiment del sistema de molleres de la Font Grossa, sobretot perquè no disposem d'experiències similars en l'àmbit pirinenc. Aquest seguiment és clau, no només per poder avaluar els progressos que es donin, o per descriure la successió vegetal amb més o menys detall. En un context més general, cal tenir en compte que les actuacions de restauració i el coneixement ecològic dels sistemes naturals han de conviure i potenciar-se mútuament (figura 12). Així com és poc raonable endegar accions de restauració sense un mínim coneixement d'estructura i funcionament dels ecosistemes, igualment aquest coneixement ecològic es nodreix de les accions de gestió i restauració. I ho fa consistentment sobretot si aquestes accions s'han basat en un protocol més o menys precís, i si se'n fa un seguiment adequat.



▲ **Figura 12.** Resum conceptual de les accions empreses arran de la restauració de les molleres als marges de l'embassament de la Font Grossa. La major part, des de la caracterització dels hàbitats fins al seguiment, i també els estudis i les experiències responen pròpiament a l'objectiu de restauració plantejat, mentre que el seguiment i els resultats d'aquests estudis són importants com a test i com a base científica sobre ecologia de comunitats.

AGRAÏMENTS

Volem fer arribar el nostre agraïment al personal del Parc Nacional d'Aigüestortes i Estany de Sant Maurici, que ha fet seva aquesta acció de recuperació de torberes. També cal agrair la col·laboració de diferents companys i alumnes en pràctiques, que han ajudat en una o altra tasca dels experiments o del seguiment

BIBLIOGRAFIA

Budelsky R. A., Crushing E. J. i 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. i 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. i 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. i 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. i Ninot J. M. (2018) Experimentació per a la restauració d'hàbitats dominats per Sphagnum als Pirineus centrals. *Botanique* 4: 21-24.

Ferland C. i Rochefort L. (1996). Restoration techniques for Sphagnm-dominated peatlands. *Canadian Journal of Botany* 75: 1110-1118.

Garilleti R. i 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*. 2nd edition. Cambridge University Press.

LimnoPirineus (2014). *Projecte LIFE+ LimnoPirineus LIFE13 NAT/ES/001210*. Centre d'Estudis Avançats de Blanes (CEAB-CSIC). En línia: http://www.lifelimnopirineus.eu/ca.

Moreno-Mateos D., Meli P., Vara-Rodríguez M. I. i 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. i Ninot J. M. (2012). Diversitat de comunitats vegetals a les molleres de la Vall d'Aran. *Acta Botanica Barcinonensia* 53: 61–112.

Pérez-Haase A. i 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*. Treball de Final de Màster, Universitat de Barcelona.

Quinty F. i Rochefort L. (2003). *Peatland restoration guide*. 2nd *edition*. Canadian Sphagnum Peat Moss Association, St. Albert, AB.

Quistberg S. E. i 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. i Walker J. S. (2015). *A Practitioners guide to Sphagnum reintroduction*. Moors for the Future Partnership, Edale.

LIFE+LIMNOPIRINEUS: CONSERVACIÓ D'HÀBITATS I ESPÈCIES AQUÀTIQUES DE L'ALTA MUNTANYA DEL PIRINEU

www.lifelimnopirineus.eu

www.lifelimnopirineus.eu

LIMNOPIRINEUS

NATURA 2000

CSIC

CEAB

UNIVERSITAT DE BARCELONA

Soreuó

Generalitat de Catalunya

Parc Nacional d'Aigüestortes i Estany de Sant Maurici

Parc Natural de l'Alt Pirineu

Conselh Generau d'Aran

Diputació de Lleida