

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

MEMÒRIA TÈCNICA



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:



Beneficiaris:

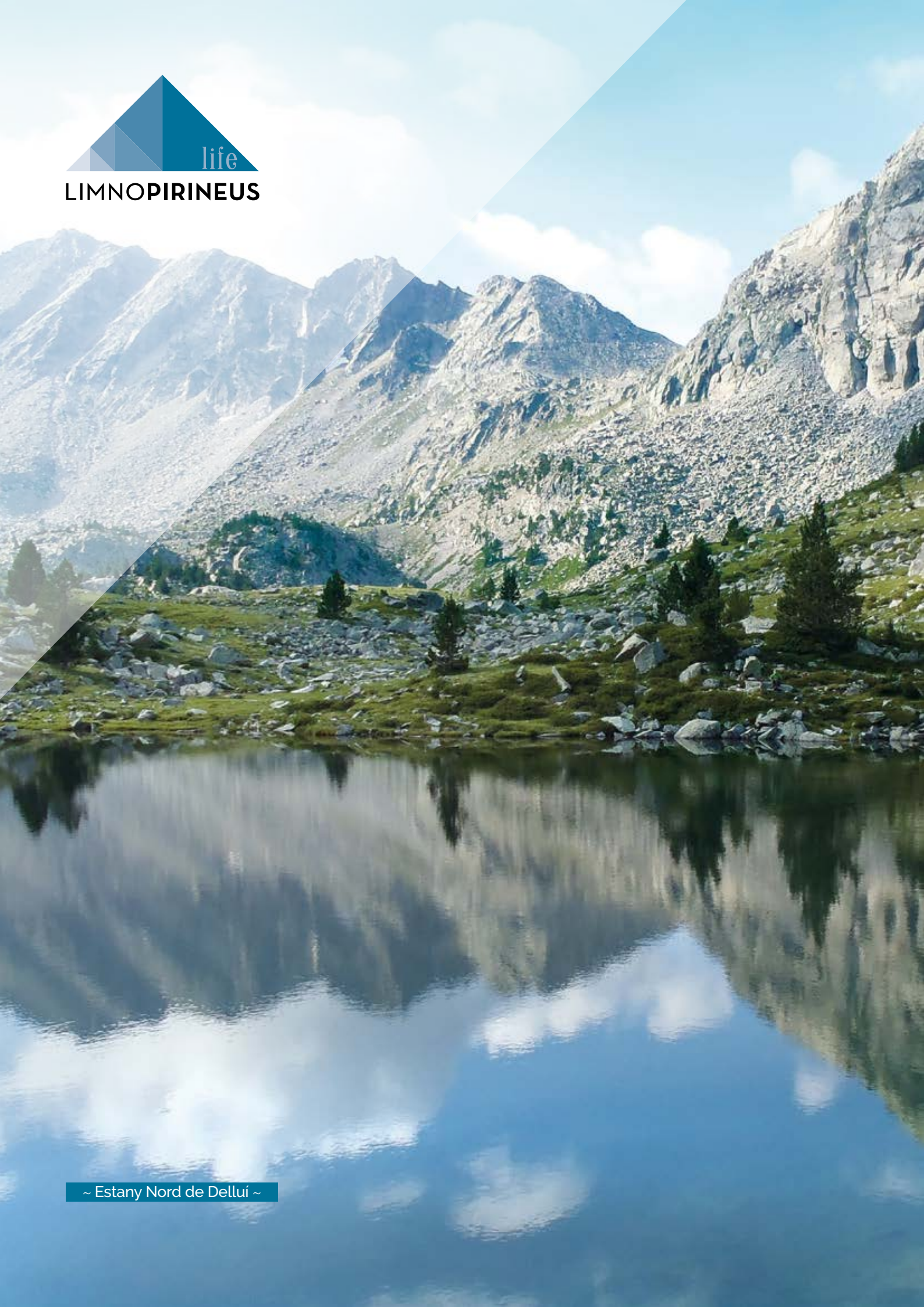


Co-finançador:





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*

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 mollereres. 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 km² 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 Pi-

rineus catalans reben els noms de mollereres, patamolls o altres denominacions locals. Els Pirineus representen el límit de distribució sud-oest d'aquests ecosistemes, en contacte amb la regió mediterrània.

Les mollereres 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 mollereres 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 mollereres sigui una prioritat important en les agendes europees i nacionals.

L'escassetat de nutrients i les condicions hidrològiques extremes de les mollereres (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 molles dins d'un context de canvi climàtic global.

Als Pirineus, la majoria de les molles 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 perturbació 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 molles pirinenques està dominada principalment per comunitats de ciperàcies i molses, que puntualment inclouen petits monticles ombrotrofics de *Sphagnum* i claps d'herbassars higròfils. A causa de les condicions fisiogràfiques i bioclimàtiques, el seu desenvolupament òptim es troba a l'estat 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 molles 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 molles 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 molles 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 repeses 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 molles 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.



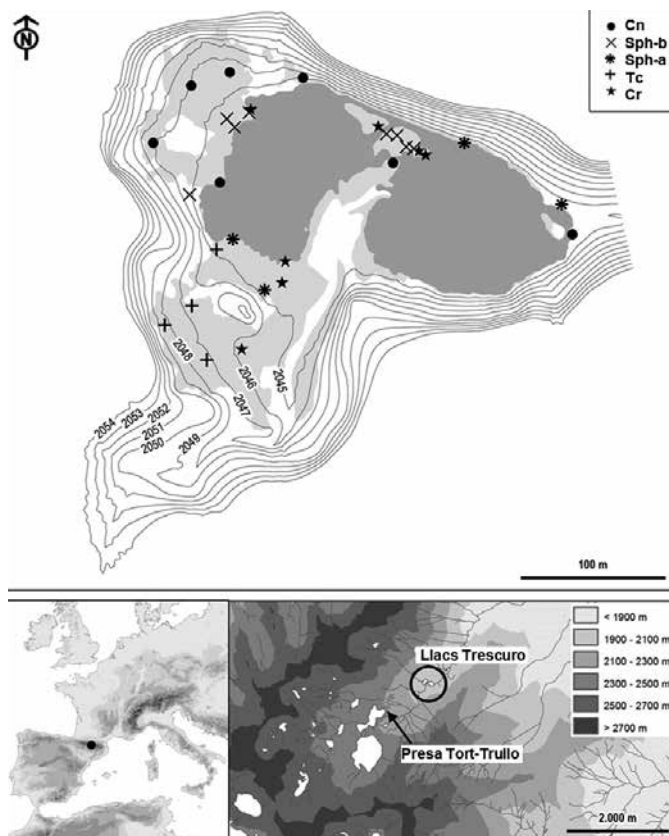
◀ **Figura 1.** Visió general de l'entorn de Trescuro. El sistema hidrotorbós es desenvolupa principalment a les franges de relleu suau al voltant dels dos petits llacs.

MATERIALS I MÈTODES

Àrea d'estudi

Els llacs de Trescuro i el complex de mollereres 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 m³, 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, condiona 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 mollereres de transició (mollereres de *Carex rostrata* amb *Sphagnum* al llarg dels marges del llac), boscos torbosos de pi negre (*Pinus uncinata*) i mollereres actives amb *Sphagnum* i ericàcies. Les últimes dues unitats estan classificades com a hàbitats d'interès comunitari (HIC) prioritari per la legislació de la CE (Directiva 92/43/CEE). En general, el sistema de mollereres 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 ombrotrofics 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 mollereres. 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 vasculares 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 sondeja 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).

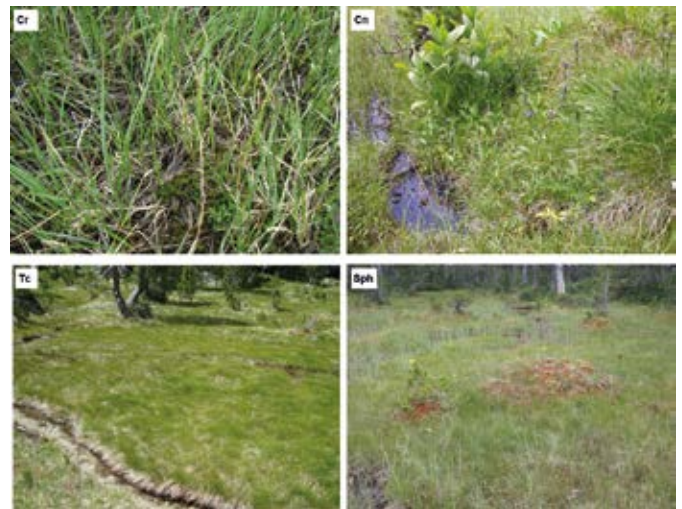
RESULTATS

Vegetació

El conjunt dels 30 inventaris inclou 108 espècies, de les quals 62 són plantes vasculares 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 eviden-

ciar 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*.

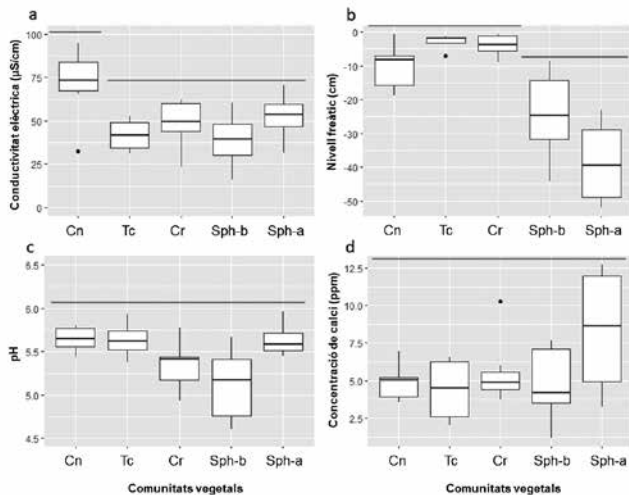


▲ **Figura 3.** Exemples dels tipus de vegetació estudiats: molleres de *Carex rostrata* amb *Sphagnum* (Cr), de *Carex nigra* (Cn) i de *Trichophorum cespitosum* (Tc), i monticles de *Sphagnum* (Sph).

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).



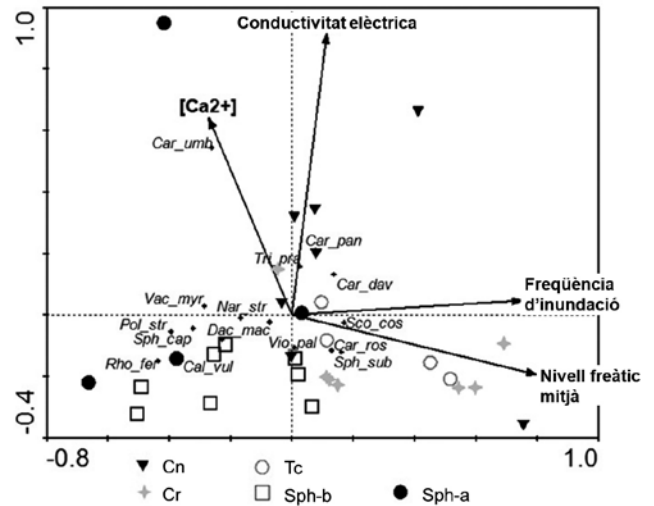
▲ **Figura 4.** Gràfics de caixes per a les principals variables ecològiques: conductivitat elèctrica (a), pH (b), profunditat del nivell freàtic (c) i concentració de calci (d) (mesures a partir de tubs de PVC d'1 m de profunditat). Les comunitats vegetals s'identifiquen com a la figura 2, i les línies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

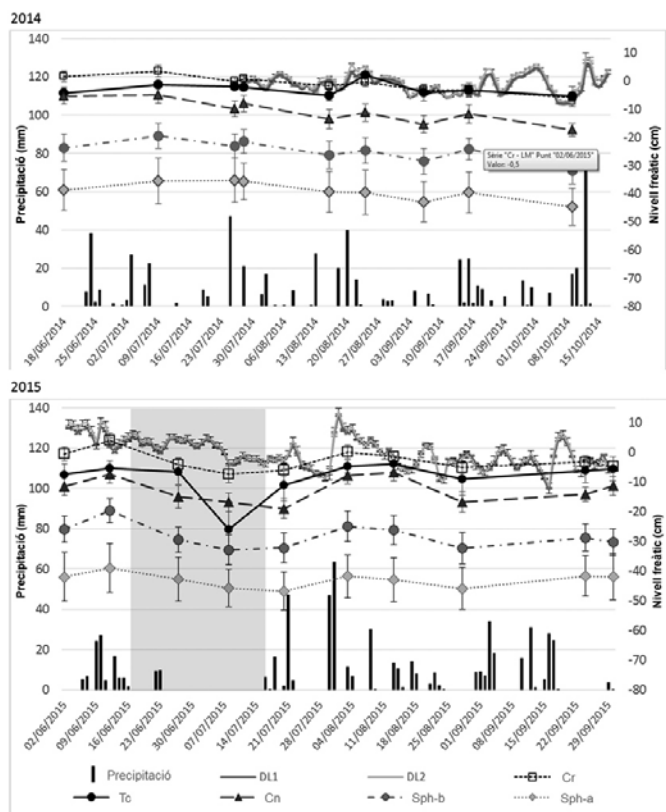
La profunditat de l'aigua freàtica, la variable més influent en la distribució de la vegetació, va oscil·lar des de -44 cm en les àrees més elevades i en els monticles de *Sphagnum* fins a valors positius (12 cm), que indiquen inundació, al llarg dels marges del llac i dels rierols. Les àrees amb un 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.

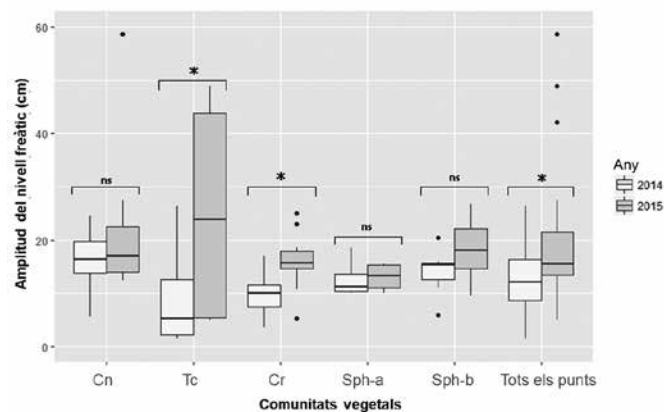


▲ **Figura 6.** Variació del nivell freàtic a les comunitats vegetals (identificades com a la figura 2) i de la superfície de l'aigua dels dos llacs (DL1, llac esquerre; DL2, llac dret), i precipitació registrada durant el període d'estudi, de 2014 i 2015. L'ombregat gris correspon a l'esdeveniment de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

ferents 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 ombrotrofiques a la part superior. Aquesta estructura porta al fet que es retengui 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 subarborescents 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 molles són resistents als canvis ambientals fins a cert nivell de perturbació, 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 augmentos 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 augmentos 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 molles 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 molles 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 molles 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 molles 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 molles, en un context de canvi climàtic global. Això és particularment important en els paisatges muntanyosos del sud d'Europa, on les molles 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 Escollà 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 MLTERRER T. J. (1996). Multiple limiting gradients in peatlands. *The Society of Wetland Scientists* 16: 45-65.
- CARRILLO E., BRUGUÉS M., CARRERAS J., CROS R. M., FERRÉ A. *et al.* (2008). Singularitat de la vegetació de les reserves integrals de Trescuro i d'Aiguamòg. *VII Jornades sobre recerca al Parc Nacional d'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). *Estany de Trescuro. Inventari de Zones humides de Catalunya*. 577-579.
- GERDOL R. (1995). Community and species-performance patterns along an alpine poor-rich mire gradient. *Journal of Vegetation Science* 6: 175-182.
- HARRISON P. A., BERRY P. M., BUTT N. 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.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) (2013). *Regional Climate Projections*. IPCC Fifth Assessment Report: Climate Change.
- JANSSEN J. A., RODWELL J., GARCIA CRIADO M., GUBBAY S., HAYNES T. *et al.* (2016). *European red list of habitats*. Luxembourg: Publications Office of the European Union.
- JASSEY V. E. J., RECZUGA M. K., ZIELIŃSKA M., SŁOWIŃSKA S., ROBROEK B. J. M. *et al.* (2018). Tipping point in plant-fungal interactions under severe drought causes abrupt rise in peatland ecosystem respiration. *Global Change Biology* 24: 972-986.
- JIMENEZ-ALFARO B., HAKEK M., EJRNAES R., RODWELL J., PAWLIKOWSKI P. *et al.* (2014). Biogeographic patterns of base-rich fen vegetation across Europe. *Applied Vegetation Science* 17: 367-380.
- JONES-WALTERS L. 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, Alemania: 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). *Projecto 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). Luxembourg.
- 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_fsyp/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.

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

www.lifelimnopirineus.eu

