



UNIVERSITAT DE
BARCELONA



Facultat de Biologia

Interaccions biològiques en rius temporals: el cas dels amfibis

Gemma Bel i López

Grau en Ciències Ambientals



Dr. Roger Puig-Gironès

Departament de Ciències Ambientals (UdG), Equip de Biologia de la Conservació de la Universitat de Barcelona (ERC-UB), Institut de Recerca de la Biodiversitat (IRBio).

Dra. Núria Bonada

Departament de Biologia Evolutiva, Ecologia i Ciències Ambientals (UB), Institut de Recerca de la Biodiversitat (IRBio), grup de recerca Freshwater Ecology, Hydrology and Management (FEHM).



Setembre de 2022

ABSTRACT

Temporary watercourses are rivers with irregular flows due to climatic, physical, and anthropogenic factors. This dynamism of surface water flow imposes changing spatial-temporal abiotic conditions, which determine the composition of the metacommunities of these ecosystems. Therefore, temporary rivers have a very particular biodiversity and associated community structure since the organisms that make them up can resist such drastic environmental pressures of growth and flow reduction.

In this work, we have studied the biotic and faunal interactions of these environments, and more specifically the effect they have on the presence and abundance of amphibians. The interactions between macroinvertebrates, fish, diatoms, and the degree of habitat heterogeneity have been considered. The results indicated that adult amphibians select heterogeneous habitats with a diversity of refugia and good water quality, determined by the diversity of the macroinvertebrate community. Likewise, the macroinvertebrates showed dependence on diatoms, which informs habitat structure; in contrast, amphibian tadpoles did not, which could be because they can feed on detritus and other types of algae. This and other results obtained related to the larval stage of the amphibians have been contrary to those expected, such as greater density and diversity of specimens, greater abundance and diversity of adult amphibians. The causes could be the visual sampling method, which is not adequate to extract reliable larval abundances, as well as the inter-annual variability of the data used for the analyses could have influenced the results. The study has therefore focused on the adult stage. In any case, this is a complex study with little previous knowledge, and which aims to kick-start this line of research that requires a great deal of data collection through population monitoring.

RESUM

Els cursos d'aigua temporal són rius que presenten cabals irregulars degut a factors climàtics, físics o antropogènics. Aquest dinamisme del flux d'aigua en superfície imposa unes condicions abiòtiques espacials i temporals canviants, que determinen la composició de les comunitats d'aquests ecosistemes. És per això, que els rius temporals tenen una biodiversitat i una estructura de la comunitat molt particulars, ja que els organismes que les conformen són capaços de resistir aquestes pressions ambientals de creixement i reducció del cabal tan dràstiques.

En aquest treball s'han estudiat les interaccions biòtiques i faunístiques d'aquests ambients, i més concretament, l'efecte que tenen sobre d'amfibis. S'han tingut en compte les interaccions

entre macroinvertebrats, peixos, diatomees, el grau d'heterogeneïtat de l'hàbitat i l'estat aquàtic. Els resultats han indicat que els amfibis adults seleccionen hàbitats heterogenis amb diversitat de refugis i amb una bona qualitat d'aigua, determinada per la diversitat de la comunitat de macroinvertebrats. Alhora, la macroinvertebrata ha presentat dependència sobre les diatomees, que informen sobre l'estructura de l'hàbitat; en canvi, no n'han presentat els capgrossos d'amfibis, el qual podria respondre al fet que poden alimentar-se de detritus i altres tipus d'algues. Aquest i altres resultats obtinguts relacionats amb l'estat larvari dels amfibis han estat contraris als esperats; com que a major densitat i diversitat de peixos, major abundància i diversitat d'amfibis adults. Les causes podrien ser el mètode visual de mostreig, el qual no és adequat per extreure abundàncies fiables de larves, així com la variabilitat interanual de les dades utilitzades per a les anàlisis, que podria haver influenciat als resultats. El treball s'ha centrat, per tant, en l'estudi de les interaccions biològiques relacionades amb l'estadi adult.

En tot cas, aquest es tracta d'un estudi complex i amb poc bagatge de coneixement previ, i el qual pretén donar tret de sortida a aquesta línia de recerca que requereix molta recopilació de dades mitjançant el seguiment de les poblacions.

IDENTIFICACIÓ I REFLEXIÓ SOBRE ELS OBJECTIUS PEL DESENVOLUPAMENT SOSTENIBLE (ODS)

Aquest estudi està centrat en el coneixement de les interaccions biològiques i l'efecte de la qualitat de l'aigua en la presència, abundància i diversitat d'amfibis, concretament als rius temporals.

Els amfibis són un indicador de la salut i qualitat de les masses d'aigua i dels hàbitats terrestres associats. Entre els vertebrats terrestres, els amfibis són els més amenaçats: més d'un 40% de les espècies podrien extingir-se, enfront del 25% dels mamífers o el 14% de les aus, segons la Llista Vermella de la Unió Internacional per la Conservació de la Natura (UICN). Aquesta desaparició d'espècies significa una pèrdua molt important del patrimoni natural, i la desaparició genètica de milions d'anys. Així com impactes irreversibles sobre els ecosistemes, ja que quan es perden espècies, aquests es debiliten i el desestabilitzen, i això provoca que altres espècies s'apropin també a l'abisme de l'extinció. A més a més, els rius temporals, hàbitats singulars i fins ara poc estudiats, es veuen directament amenaçats amb el context de canvi climàtic.

La biologia de la conservació, és una disciplina que s'encarrega de protegir aquesta diversitat biològica, desenvolupant mètodes interdisciplinaris dirigits a mitigar les pressions per tal de recuperar i protegir la biodiversitat. Per tal de fer aquesta feina tan necessària en aquest context de pèrdua massiva de biodiversitat a escala global, és primordial estudiar la biologia de les espècies i les interaccions biològiques, fent recerca i més recerca. Aquest treball aporta uns resultats que espera, de forma modesta, nodrir a la comunitat científica sobre aquesta temàtica.

Per tot l'explicat anteriorment, es considera que els ODS tractats en aquest treball s'engloben dins l'àmbit del Planeta, i s'enquadren directament en l'OD 14 "Vida terrestre", especialment dins la meta 15.5 "Protegir la biodiversitat i els hàbitats naturals". Així mateix, impacta en l'OD 13 "Acció climàtica" i, en últim terme, també s'inclou dins de l'OD 17 "Aliança pels objectius", ja que d'un treball final de grau en surt una petita aportació cap al món científic i que, alhora, pot influenciar en la gestió del territori i de la biodiversitat.

ÍNDEX

ABSTRACT

RESUM

IDENTIFICACIÓ I REFLEXIÓ SOBRE ELS OBJECTIUS PEL DESENVOLUPAMENT SOSTENIBLE (ODS)

1. INTRODUCCIÓ	1
2. OBJECTIUS I PLANTEJAMENT.....	3
3. MATERIALS I MÈTODES.....	5
3.1. ÀREA D'ESTUDI	5
3.2. DISSENY DEL MOSTREIG	6
3.3. MOSTREIG D'AMFIBIS.....	7
3.4. VARIABLES FAUNÍSTIQUES	7
3.4.1. <i>Mostreig de diatomees</i>	7
3.4.2. <i>Mostreig de macroinvertebrats</i>	8
3.4.3. <i>Mostreig de peixos</i>	8
3.5. VARIABLES HIDROMORFOLÒGIQUES	9
3.5.1. <i>Estat aquàtic (AS)</i>	9
3.5.2. <i>Índex d'hàbitat fluvial</i>	10
3.6. ANÀLISI ESTADÍSTIC	11
3.6.1. <i>Variables poblacionals</i>	11
3.6.2. <i>Interaccions biològiques</i>	12
4. RESULTATS.....	13
5. DISCUSSIÓ	20
6. CONCLUSIONS	23

BIBLIOGRAFIA

1. Introducció

Els cursos d'aigua temporals o intermitents són aquells que, a causa d'un seguit de processos que actuen a escales diferents com les característiques geològiques, les condicions climàtiques o l'activitat humana, presenten diferents nivells de connectivitat hidrològica dependent de l'època de l'any (Acuña et al., 2014; Datry et al., 2014; Leigh et al., 2016). Aquesta intermitència de l'aigua superficial determina la biodiversitat i l'estructura de les comunitats que hi viuen, ja que actua com a important factor de selecció i determina les adaptacions i les estratègies de supervivència dels organismes (Bogan et al., 2013; Bonada i Resh, 2013). En les regions de clima mediterrani els cursos temporals són molt habituals, representant, aproximadament, el 60% de la xarxa fluvial (Stubbington et al., 2018).

La temporalitat dels cursos d'aigua es creu que anirà en augment en totes les zones climàtiques del món (Paillex et al., 2020; Piano et al., 2019), amb més períodes de sequera i de major intensitat, així com amb pluges més escasses i torrencials. En aquests períodes de sequera, la disminució del cabal genera una contracció dels hàbitats i una disminució dels nínxols disponibles [entès com l'ús que fan les espècies dels recursos en presència de relacions de competència i altres interaccions biòtiques, (Hutchinson, 1959; Krebs, 2001; Begon et al., 2005)], augmenta la competència inter- i interespecífica i, a més a més, provoca una reducció de la dispersió dels organismes, tant aeris com aquàtics (Bogan et al., 2017; Cañedo-Argüelles et al., 2020). En última instància, aquest fet es tradueix en una pèrdua de biodiversitat, associada també als canvis d'usos del sòl i a l'extracció d'aigua (Stuart et al. 2004; Gardner et al. 2007). Per tant, la pèrdua del flux d'aigua i la seva durada poden comprometre la comunitat d'organismes dels cursos temporals (Smith i Wood, 2002). Aquest fet pot agreujar-se donada la baixa resistència (capacitat de mantenir-se en front una pertorbació) dels macroinvertebrats al període sec. Tanmateix, existeixen mecanismes de resiliència (capacitat recuperar-se d'una pertorbació) per fer-ne front (Bogan et al., 2015, 2017). En el moment de reconexió dels trams fluvials, la capacitat de dispersió de les comunitats de macroinvertebrats pot condicionar la diversitat i abundància d'aquest punts d'aigua i, per tant, condicionar també la presència i diversitat dels seus depredadors, com amfibis o peixos.

Els amfibis depenen molt de la humitat ambiental, per això la seva distribució geogràfica, la seva ecologia, el comportament i l'evolució estan fortament influenciades per la distribució i abundància de l'aigua (Verrell, 2000; Mann et al., 2003; Quaranta et al., 2009). El terme *amfibi* prové del grec i significa "doble vida", referint-se a la fase larvària aquàtica i la fase adulta terrestre del seu cicle biològic. Per tant, presenten un lligam entre el medi terrestre i l'aquàtic

(Whiles et al., 2006), tot i presentar diferents graus de dependències al medi aquàtic entre espècies. Per consegüent, són elements clau de les xarxes tròfiques d'ambdós ambients (Blaustein i Wake, 1990) i, per tant, són rellevants per a l'estabilitat d'aquests ecosistemes. A més, se'ls considera indicadors de la qualitat ambiental (Puig-Gironès i Real, 2022) per la seva dependència a la humitat, el cicle de vida complex i la sensibilitat a les alteracions de l'entorn. Malauradament, moltes espècies d'amfibis arreu del món estan experimentant declivis poblacionals (Houlihan et al., 2001; Kiesecker et al., 2001; Carey i Alexander 2003; Lips et al., 2003) condicionant així les xarxes tròfiques i la biodiversitat associada.

En aquest estudi, hem volgut conèixer les interaccions biològiques i l'efecte de l'hàbitat fluvial en la presència, l'abundància i la diversitat dels amfibis en cursos fluvials amb règims temporals del Parc Natural de Sant Llorenç del Munt i l'Obac. Estudiar les complexes relacions i interaccions entre les espècies i els hàbitats pot ajudar a identificar pràctiques de gestió destinades a la conservació.

2. Objectius i plantejament

El present treball s'engloba dins del projecte del Centre de Monitoratge de la Biodiversitat de les Muntanyes Mediterrànies (CMBMM) de l'Equip de Biologia de la Conservació de la Universitat de Barcelona (EBC-UB) el qual té com a objectius fer el seguiment d'indicadors de la biodiversitat a nivell d'espècies, hàbitats, processos ecològics i factors de canvi. Alhora, el treball també es nodreix de dades provinents d'un projecte del grup de recerca Freshwater Ecology, Hydrology and Management (FEHM), l'anomenat *Avances en ecología de metacomunidades en ríos intermitentes para la mejora de su conservación y gestión (MECODISPER)*, finançat pel Pla Estatal, i que té com a propòsit principal entendre els efectes de la connectivitat de la xarxa fluvial i la dispersió d'espècies en l'estructuració de les metacomunitats dels rius temporals, així com poder facilitar eines per a la gestió i conservació d'aquests ecosistemes i la seva biodiversitat associada.

En concret, el meu treball té com a objectiu conèixer les interaccions biològiques i l'efecte de la qualitat de l'aigua en la presència i abundància d'amfibis al Parc Natural de Sant Llorenç del Munt i l'Obac. És a dir, determinar si l'abundància, la riquesa d'espècies i la diversitat d'amfibis està condicionada per l'abundància, la riquesa d'espècies i la diversitat de diatomees, macroinvertebrats i peixos. Per tal d'assolir-ho, he fet un seguiment d'amfibis al Parc Natural de Sant Llorenç del Munt i l'Obac, i he utilitzat les dades de macroinvertebrats, diatomees, peixos, així com dades de l'índex de qualitat de l'aigua (IHF) i l'estat aquàtic (AS) de tots els trams d'estudi, que m'han proporcionat l'equip del FEHM-lab del projecte MECODISPER. Paral·lelament, nodrir el CMBMM de dades d'amfibis, un indicador de la salut i qualitat de les masses d'aigua i dels hàbitats terrestres associats, i afegir les dades d'amfibis d'aquest espai natural de protecció especial al projecte MECODISPER, forma part de l'objectiu general del meu treball que ajudarà a conèixer l'estat de les poblacions i processos ecològics al Parc Natural de Sant Llorenç del Munt i l'Obac i a comprendre els processos que determinen la conformació de les metacomunitats dels rius temporals.

En definitiva, examinar els canvis en l'estructura de la comunitat d'amfibis, en relació amb la qualitat de l'aigua, conèixer les interaccions biològiques entre els amfibis, diatomees, macroinvertebrats i peixos, i proporcionar eines per a la gestió i la conservació dels ecosistemes i la seva biodiversitat associada, especialment els amfibis.

La primera hipòtesi que es planteja és que (1) els amfibis seleccionaran hàbitats que tinguin una bona qualitat de l'aigua. Aquesta hipòtesi ha estat establerta pensant en el fet que són organismes sensibles a les alteracions de l'entorn i que requereixen diferents hàbitats per desenvolupar-se i trobar refugi segons les condicions ambientals. S'associa els hàbitats de

bona qualitat a aquells amb una comunitat de macroinvertebrats diversa i equilibrada, així com un major grau d'heterogeneïtat de l'hàbitat (índex d'hàbitat fluvial, IHF). En segon lloc, en tant que el seguiment d'amfibis s'ha fet coincidint amb els mesos de reproducció, es planteja que (2) hi haurà major abundància i diversitat d'amfibis adults (reproductors) en hàbitats adequats per fer les postes. En aquest cas, s'espera major nombre de reproductors en masses d'aigua lliures de depredadors (especialment peixos) i amb presència d'aliment suficient pel desenvolupament larvari, és a dir, diatomees pels capgrossos dels anurs i macroinvertebrats per les larves d'urodels.

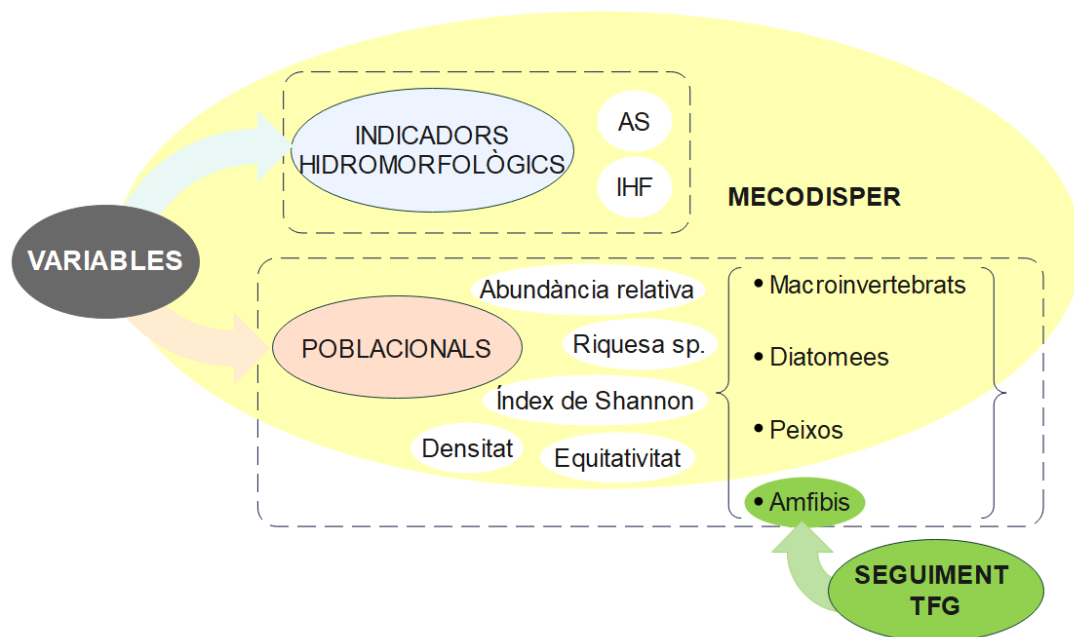


Figura 1. Diferenciació de les set variables de l'estudi, segons el tipus (indicadors hidromorfològics o poblacionals) i segons la font d'obtenció de les dades (cessió per part de l'equip FEHM-lab o recopilació pròpia, en el cas del seguiment d'amfibis). S'expliquen i es defineixen a l'apartat 3.5. *Variables hidromorfològiques* i a 3.6.2. *Variables poblacionals*.

3. Materials i mètodes

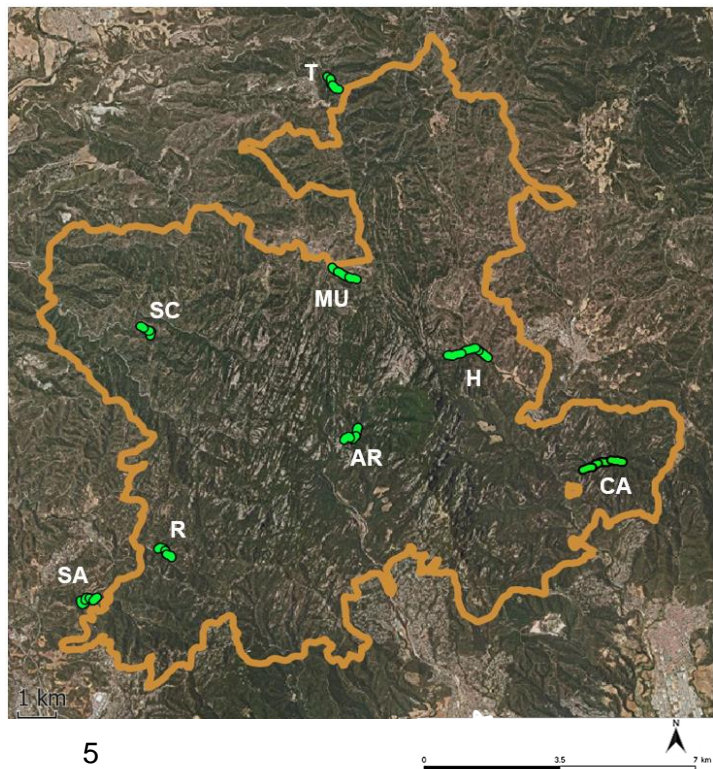
3.1. Àrea d'estudi

L'estudi s'ha realitzat al Parc Natural de Sant Llorenç del Munt i l'Obac (*PNSLL*), un Espai Natural de Protecció Especial (ENPE) de 13.694 ha i situat a les comarques Vallès Occidental, Moianès i Bages (Catalunya, NE d'Espanya) (Figura 2). Aquesta zona muntanyosa forma part de la Serralada Prelitoral Catalana i té un rang altitudinal de 280 a 1.100 m i un clima típic de muntanya mediterrània de mitjana alçada. L'època més plujosa és la tardor, seguida de la primavera, i la més seca, l'estiu, tot i que pot quedar exposada a tempestes locals estivals. La seva orografia i situació geogràfica li confereixen una gran variabilitat climàtica, amb una precipitació mitjana anual de 500 a 800 mm i una temperatura mitjana anual de 15 °C. La geologia subjacent del Parc Natural està dominada per calcàries càrstiques, amb conglomerats permeables de matriu argilosa i calcària (Rieradevall et al., 1999), essent substrats molt permeables. Per tant, el flux superficial de les rieres pot finalitzar en hores o dies després de les pluges (Bonada et al., 2007a). Gairebé totes les rieres pel Parc Natural s'assequen durant l'estiu (sigui en forma de tolls aïllats o amb lleres completament seques) i els pocs que no s'assequen tenen cabals molt baixos (Rieradevall et al., 1999); i recuperen el cabal després de les pluges de tardor (Bonada i Resh, 2013). Les rieres permanents en aquesta zona estan associades, en la seva majoria, a surgències de l'aqüífer càrstic i estan situades a baixes altituds (Bonada et al., 2007b). La xarxa fluvial pertany a dues conques fluvials principals que desemboquen al mar Mediterrani: el riu Besòs i el riu Llobregat. Formen part de la unitat hidrogràfica del Besòs les rieres i torrents de la part oriental del Parc Natural, i de la del Llobregat les de la part occidental.



Figura 2.

Localització geogràfica del Parc Natural de Sant Llorenç del Munt i l'Obac (límits en taronja) i situació dels vuit transectes de seguiment d'amfibis realitzats (verd). Les especificacions de cada curs fluvial es troben a la Taula 1.



3.2. Disseny del mostreig

Dins de l'àmbit geogràfic del PNSLL es varen seleccionar vuit corrents fluvials (rieres i/o torrents) que drenen i ocupen uniformement tota l'àrea del PNSLL (Figura 2) i que cobreixen un alt rang de condicions hidrològiques (Taula 1), des d'aigües perennes amb cabal continu i basses amb connexió de baix cabal, a basses clarament desconnectades o, fins i tot, sense aigua. En cada punt d'aigua es varen instaurar transsectes de longituds entre 400 i 1000 m. Majoritàriament, són trams amb molt poca influència antropogènica, a causa del difícil accés a la llera, els pendents pronunciats en alguns trams, i a la vegetació ruderal. Cada transsecte es va segmentar en tres o quatre trams, en funció de la seva longitud.

Taula 1. Caracterització de les estacions mostrejades pel seguiment de la població d'amfibis del PNSLL. El curs fluvial AR ha estat descartat per a l'estudi de les dades, doncs ha resultat ser massa temporal, tant que no permet que s'hi desenvolupin comunitats biològiques diverses. Segons defineixen Gallart et al. (2012) i Prat et al. (2014) l'estat aquàtic mesura visualment els sis diferents estats hidrològics en els quals es pot trobar un riu: hyperheic (riu en crescuda), eurheic (riu amb cabal continu), oligorheic (riu format per basses amb una connexió de baix cabal entre elles), arheic (basses desconnectades), hyporheic (riu sense aigua però amb sediments humits) i edaphic (riu totalment sec); per més informació vegeu l'apartat 3.5.1. *Estat aquàtic (AS)*. Es mostra també el valor mitjà de permanència del corrent així com el mínim i màxim, en percentatges (dades cedides per FEHM-lab).

Codi	Estació de seguiment	Curs fluvial	Trams	Característiques			
				Longitud del curs fluvial (m)	Estat aquàtic (AS)	Permanència del corrent (%)	Mínim-Màxim (%)
AR	Arenes	Riera de les Arenes	AR01-AR02 AR03	664	Arheic	-	-
MU	Mura	Riera de Nespres	MU01 MU02 MU03 MU04	724	Oligorheic	80.17	42.50 - 99.70
T	Talamanca	Riera de Talamanca	T01 T02 T03	724	Oligorheic	65.88	51.46 - 85.28
CA	Castelló	Torrent de Castelló	CA01 CA02 CA03 CA04	113	Oligorheic	76.09	60.04 - 94.87
H	Vall d'Horta	Riera de la Vall d'Horta	H01 H02 H03 H04	1172	Oligorheic	84.13	33.14 - 99.70
SA	Can Còdol	Riera de Sanana	SA01 SA02 SA03 SA04	703	Eurheic	86.72	80.02 - 98.05
R	Font del Conill	Riera de Rellinars	R01 R02 R03	511	Arheic	72.32	55.75 - 98.44
SC	Presa del Farell	Riera de Santes Creus	SC01 SC02 SC03	444	Hyporheic	45.25	33.92 - 56.43

3.3. Mostreig d'amfibis

El seguiment d'amfibis es va dur a terme a la primavera del 2022, coincidint amb el període reproductiu dels amfibis. Es van fer tres prospeccions en els vuit trams d'aigua coincidint amb la segona quinzena dels mesos de març, abril i maig, per tal d'obtenir la màxima abundància de les diferents espècies presents al PNSLL en funció de la seva fenologia.

Va consistir en un mostreig nocturn (a partir de 30 minuts de la posta del Sol i fins les tres de la nit), amb recompte acústic (anurs adults) i visual (adults, larves, capgrossos i postes). Els transectes es recorrien a peu a una velocitat aproximada de 2 km/h. En els comptatges acústics d'anurs adults es van anotar els individus que cantaven tant dins la riera com en les seves proximitats. Els individus detectats per cant i localitzats dins el transecte s'anotaven en el tram del transecte corresponent (Taula 1), mentre que els que cantaven fora de l'aigua, se'ls assignava el tram corresponent en angle recte des d'on se'ls sentis cantar. Pel que fa als comptatges visuals, es van anotar tots els adults que es van albirar durant el transecte, tant a dins com a fora de l'aigua. En finalitzar cada tram s'anotava com a abundància relativa el nombre màxim d'individus vistos o escoltats. En el cas de larves i capgrossos, el recompte era semiquantitatiu, pel que es van fer estimacions en quatre rangs (**a.** 1-25, **b.** 25-50, **c.** 50-250, **d.** 250-1000, **e.** >1000). La recerca de postes també es va dur a terme al llarg de tot el transecte i es va apuntar el nombre exacte, o aproximat en cas de grans nombres.

Inicialment, al mostreig s'anotaven les dades meteorològiques generals a la fitxa de camp (Figura 3), així com l'hora d'inici del cens.

Dades generals	Temperatura aire	[]	<5 °C	[]	5-10 °C	[]	10-15 °C	[]	15-20 °C	[]	>20 °C
	Vent	[] [] []	Calma	[] [] []	Brisa	[] [] []	Moderat	[]		[]	
	Cel	[] [] []	Serè	[] [] []	Clarianes	[] [] []	Cobert				
	Pluja <24h	[] [] []	Absència	[] [] []	Presència	[] [] []					

Figura 3. Secció d'emplenament de les dades generals de la fitxa de camp, les quals fan referència als valors mitjans del mostreig, no als inicials ni finals.

3.4. Variables faunístiques

3.4.1. Mostreig de diatomees

Per al mostreig de diatomees es va seleccionar substrats durs i estables situats en zones submergides del llit fluvial, com roques o còdols d'una mida mínima de 10 x 10 cm. En aquests substrats es va realitzar la recol·lecció de les mostres amb l'ús d'un raspall de dents dur (o un

altre instrument similar) i un ganivet, i es van emmagatzemar amb aigua en vials de plàstic amb tap hermètic. Per poder captar una comunitat de diatomees madura, fou important seleccionar substrats submergits un mínim de vuit setmanes evitant els substrats de zones molt ombrívoles i propers a la riba. Finalment, per la seva conservació es va usar etanol 70% o una solució tamponada de formaldehid al 4% v/v per aturar la divisió cel·lular de les diatomees i la descomposició de la matèria orgànica (MLRD, 2013).

3.4.2. Mostreig de macroinvertebrats

L'obtenció de dades de macroinvertebrats va consistir en la captació de 20 m² de substrat de la llera, utilitzant una xarxa de 250 µm de llum de malla. Cada m² corresponia a diferents zones, intentant cobrir tots els microhàbitats i tots els tipus d'hidrodinamismes dels trams de les rieres. El mostreig es va fer aigües amunt per tal que els macroinvertebrats fossin arrossegats i captats a l'interior de les xarxes i també per no alterar les mostres següents (MAAMA, 2013).

El material de les xarxes es va posar en safates i se'n va eliminar el material més groller i es van seleccionar els macroinvertebrats de major mida per posar-los en vials de plàstic (amb motius de conservació de les característiques i facilitar la identificació posterior). A continuació es va filtrar el material de la mostra i es va emmagatzemar en un recipient de plàstic de 250 mL, dins del qual també es va desair el vial i una etiqueta identificant la mostra. Les mostres es van conservar en etanol de 70°. Finalment, es van identificar els macroinvertebrats al nivell taxonòmic més baix possible, utilitzant com a material una lupa i les claus dicotòmiques de Tachet et al., (2010).

3.4.3. Mostreig de peixos

El mostreig de la ictiofauna es va realitzar per mitjà d'un equip portàtil de pesca elèctrica, on se'ls anesthesiava amb metasulfonat de tricaina (MS-222), es comptaven tots els exemplars capturats, s'identificava l'espècie i se'ls mesurava *in situ*. Un cop preses totes les dades biològiques (longitud furcal) i pesats, i passat l'efecte de l'anestèsia, es retornaven al lloc de captura (MAAMA, 2015). Seguidament, per obtenir la densitat poblacional (nombre d'exemplars per hectàrea) es va seguir el mètode de Zippin (1956) adaptat a una sola captura. Tenint en compte que el valor de *capturabilitat mitjana* de peixos a Catalunya és aproximadament 0,5 (ACA, 2006), es va poder obtenir la densitat final dividint el nombre total d'individus capturats entre el valor de capturabilitat.

3.5. Variables hidromorfològiques

Les característiques hidromorfològiques dels corrents fluvials són rellevants en l'estudi de les interaccions biològiques i faunístiques, donada la temporalitat dels trams d'aigua mostrejats. El dinamisme en la intermitència del corrent d'aigua imposa unes condicions abiòtiques espaciotemporals canviants, i que determinen en gran part la composició de les metacomunitats d'aquestes aigües (Wiggins et al., 1980). És per això que els rius temporals contenen una estructura de la comunitat i una biodiversitat associada molt particulars, ja que estan conformades per taxons capaços de resistir la pressió ambiental que suposa l'increment o la reducció dràstica del cabal de forma temporal (Datry et al., 2014a/b; Datry et al., 2017) i a dispersar-se quan les condicions hidrològiques són adequades per a cada tàxon (Cañedo-Argüelles et al., 2015). El flux d'aigua superficial depèn de factors meteorològics com la precipitació, així com la vegetació, geologia, situació geogràfica, ubicació concreta dins del riu, entre d'altres (Bonada et al., 2007b).

3.5.1. Estat aquàtic (AS)

Segons defineixen Gallart et al. (2012) i Prat et al. (2014) l'estat aquàtic mesura visualment sis estats hidrològics en els quals es pot trobar un riu (Figura 4): *hyperheic* (riu en crescuda), *eurheic* (riu amb cabal continu), *oligorheic* (riu format per basses amb una connexió de baix cabal entre elles), *arheic* (basses desconnectades), *hyporheic* (riu sense aigua però amb sediments humits) i *edaphic* (riu totalment sec).

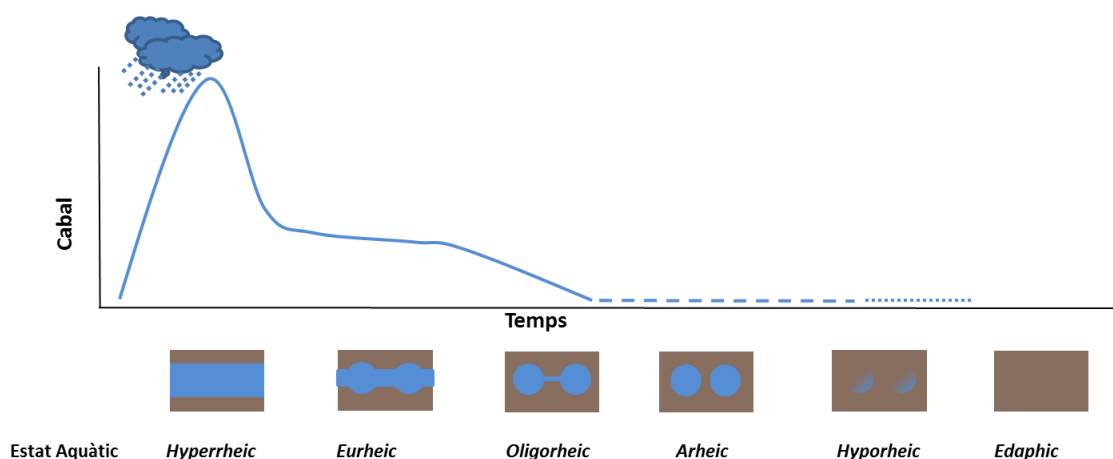


Figura 4. Esquema dels canvis de cabal i els corresponents estats aquàtics que pot tenir un riu al llarg del temps. (Font: LIFE-TRivers)

3.5.2. Índex d'hàbitat fluvial

L'índex d'hàbitat fluvial (IHF) (Pardo et al., 2002) mesura la capacitat de l'hàbitat físic per allotjar una determinada fauna mitjançant l'heterogeneïtat d'hàbitats de la llera fluvial (Prat et al., 2009). Aquest índex presenta valors màxims fins a 100 punts, pel qual, els valors alts indiquen molta heterogeneïtat d'hàbitats, mentre que els valors baixos denoten poca heterogeneïtat (Taula 2). Pel càlcul de l'IHF s'ha de tenir en compte si es tracta d'un tram on hi predominen els ràpids o les aigües someres (o basses). Si hi ha ràpids, es calcula el grau d'inclusió del substrat en el llit del riu i la seva freqüència. En canvi, en les basses es mira el grau de sedimentació. A continuació es té en compte la composició del substrat, és a dir, el percentatge de blocs, còdols i graves, i sorra i llims i argila. Es mira també el règim de velocitat i profunditat; com més tipus de categories (lent-profund, lent-somer, ràpid-profund i ràpid-somer) tingui el tram de riu més alt serà el valor d'aquest paràmetre. També condiciona en l'IHF el percentatge d'ombra sobre la llera, la cobertura de vegetació aquàtica, i altres elements d'heterogeneïtat d'hàbitat com els discs naturals, la fullaraca o la presència de troncs i branques (*L'Índex d'Hàbitat Fluvial (IHF)*, n.d.).

Taula 2. Classificació de l'IHF en rangs, segons el seu valor. (Font pròpia basada en la informació del web *Qualitat Ecològica dels Rius de la Província de Barcelona* i del Grup de recerca FEHM).

Valor de l'IHF	Interpretació
> 60	Hàbitat ben construït. Excel·lent per al desenvolupament de les comunitats de macroinvertebrats.
60 – 40	Hàbitat que pot suportar una bona comunitat de macroinvertebrats, però que, bé per causes naturals o antròpiques, alguns elements no estan ben representats.
< 40	Hàbitat empobrit.

3.6. Anàlisi estadístic

3.6.1. Variables poblacionals

Abundància relativa i densitat de població:

Són paràmetres de la població que varien amb l'espai i el temps i són de gran importància pels estudis de gestió i conservació de fauna silvestre, ja que permeten comparar poblacions, fer un seguiment de les variacions temporals o la dinàmica poblacional i avaluar, de forma indirecta, la qualitat dels hàbitats (Wilson et al. 1996; Walker et al. 2000). En aquest treball s'utilitza el nombre màxim d'amfibis adults de cadascun dels trams com a l'abundància relativa (Sutherland 1996). Per altra banda, s'ha sumat el nombre total d'individus de macroinvertebrats i de diatomees, independentment de les espècies, per obtenir-ne l'abundància relativa per tram. Finalment, s'ha calculat la densitat de peixos per tram (nombre d'exemplars per hectàrea) seguint el mètode de Zippin (1956) adaptat a una sola captura (per a més informació, vegeu l'apartat 3.4.3. *Mostreig de peixos*).

Riquesa total d'espècies (S):

Per a la riquesa d'espècies s'ha fet un recompte de la suma d'espècies detectades en cadascun dels trams dels vuit corrents fluvials. En el cas concret dels amfibis es varen sumar les espècies detectades independentment del seu estat de desenvolupament (adults, larves, capgrossos i postes).

Índex de Shannon (H):

És una mesura de l' α -diversitat (Whittaker, 1972) que té en compte l'abundància relativa de cadascuna de les espècies presents a l'àrea d'estudi. És a dir, l'Índex de Shannon (Shannon i Weaver, 1949) reflecteix com es reparteix l'abundància total entre les diferents espècies. Aquest es va calcular per als quatre grups taxonòmics i tram seguint la següent equació:

$$H = - \sum_{i=1}^S p_i \log_2 p_i$$

on p_i representa la proporció (o abundància relativa) de cada espècie en la població. El sumatori (Σ) és sobre les "S" espècies ($i= 1,2,\dots,S$) de la població. $p_i=n_i/N$, on n_i és el nombre d'individus de l'espècie "i" i N és la població total. La mida de la població (N) es calcula sumant els individus de totes les espècies, és a dir, $N= \Sigma n_i$.

Equitativitat poblacional (E):

És el grau d'uniformitat de les abundàncies relatives de les espècies i es va calcular, per als quatre grups taxonòmics i tram, a partir de l'equació de l'equitativitat poblacional:

$$E = H'/H'_{\text{màx}}$$

on $H'_{\text{màx}} = \log_2 S$. Els seus valors sempre es troben entre $0 < E < 1$; al voltant de 0 quan només hi ha una espècie (en aquest cas la diversitat també és 0), i 1, quan totes les espècies són equifreqüents (en aquest cas $H' = H'_{\text{màx}}$) (Magurran, 1988).

3.6.2. Interaccions biològiques

Models d'equacions estructurals (SEM)

Per tal de comprendre les relacions faunístiques i interaccions biològiques de les rieres del PNSLL, s'han realitzat anàlisis de models d'equacions estructurals (SEM). Aquesta és una tècnica que examina les relacions de dependència/causa de forma simultània i que, en última instància, permet explicar processos. Els SEM ens permeten avaluar si un model que expressa una determinada interacció o relació entre les variables observades s'ajusta a les dades empíriques (Schumacker i Lomax, 2004). Per a l'avaluació dels SEM, s'ha requerit una primera fase d'especificació del model, on es defineixen les relacions entre les variables a avaluar (Figura 5), seguida d'una fase d'ajustament on s'obté un model final que explica quines són les relacions que es donen de forma significativa. Aquest ajustament s'ha fet tenint en compte que els valors del Criteri d'Informació Akaike (AICc) (Burnham et al., 2010) fossin els més baixos possibles, i que valors dels diferents índexs d'ajustament (CFI, RMSEA i SRMR) fossin majors a 0.95 pel primer, i menors a 0.08 pel segon i tercer índex. En definitiva, l'objectiu és construir un model per cada variable poblacional amb interrelacions de causalitat tenint en compte alhora, els efectes indirectes. Aquestes anàlisis s'han dut a terme mitjançant el paquet d'R Lavaan (Rosseel, 2012). Concretament, s'han generat quatre models, un per a cada variable poblacional generada (abundància, riquesa d'espècies, índex de Shannon i equitativitat) per a avaluar les interaccions i efectes directes i indirectes entre el grau de complexitat de l'hàbitat (IHF), la població de peixos, de diatomees i de macroinvertebrats amb

la població d'amfibis. Per aquesta anàlisi, s'han descartat les dades de la Riera de les Arenes (AR), ja que no es disposava de dades sobre les variables faunístiques i hidromorfològiques (Taula 1).

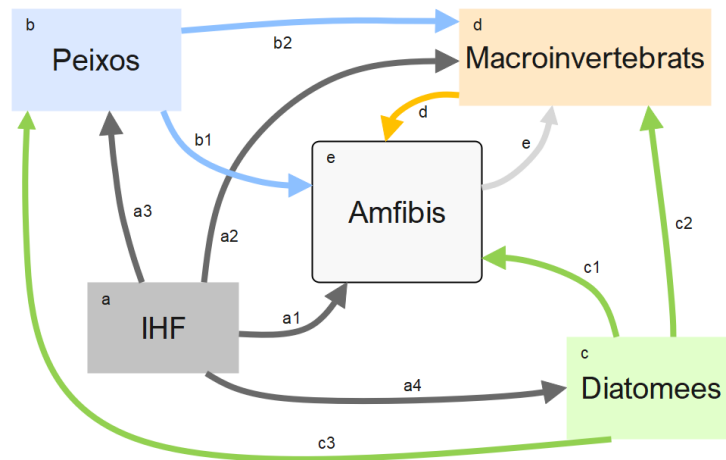



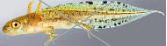














Figura 5. Model inicial d'equacions estructural (SEM) més parsimoniós. Totes les trajectòries es tracten com a opcionals, per tal d'eliminar aquells paràmetres no significatius durant la simplificació del model. Es mostren totes aquelles relacions que s'han considerat com a possibles.

4. Resultats

En tot l'estudi es van trobar 7 espècies d'amfibis adults i 5 espècies d'amfibis juvenils (capgrossos i larves), de les 16 espècies que es troben a Catalunya (Taula 3). Una de les quals, la Granoteta de punts (*Pelodytes punctatus*, Daudin, 1802), no es citava al PNSLL des de feia més de dotze anys (Imatge 1). Totes les espècies detectades es troben dins de la categoria de *Preocupació Menor* (Least Concern, LC) segons la Llista Vermella de la Unió Internacional per la Conservació de la Natura (UICN), a l'àmbit geogràfic europeu i global.

Taula 3. Llistat de les espècies d'amfibis observades, indicant els corrents fluvials segons el codi de la Taula 1. No s'han observat individus corresponents a les cel·les amb una creu. Il·lustracions de Toni Llobet, la larva de *S.salamandra* del web Alamy, el capgros de *B.calamita* del web Minden Pictures, la larva de *T.marmoratus* és del web Flickriver i els capgrossos de *H.meridionalis* i de *P.punctatus* de la Clau Dicotòmica per a la Identificació de Larves d'amfibis a Catalunya).

ESPÈCIES D'AMFIBIS TROBADES AL SEGUIMENT	ADULTS (A)	JUVENILS (J)	ESTACIONS DE SEGUIMENT							
			AR	MU	T	CA	H	SA	R	SC
Salamandra comuna <i>Salamandra salamandra</i> Linnaeus, 1758			J	J	J	J	J	J	J	J
Tritó verd <i>Triturus marmoratus</i> Latreille, 1800			A		A	A				
Tòtil comú <i>Alytes obstetricans</i> Laurenti, 1768				A	A	A	A	A	A	A
Granoteta de punts, Gripauet <i>Pelodytes punctatus</i> Daudin, 1802					A					
Gripau comú <i>Bufo bufo</i> Daudin, 1803			A	A	A	A		A	J	A
Gripau corredor <i>Bufo calamita</i> Laurenti, 1768			A		A	J	A			
Reineta meridional, Granot arbori <i>Hyla meridionalis</i> Boettger, 1874										A
Granota verda ibèrica, Granot verd <i>Pelophylax perezi</i> López Seoane, 1885			A	A	A	A	A	A	A	A

Imatge 1. Un dels dos exemplars de *Pelodytes punctatus* vistos al tram T03 de la Riera de Talamanca, al mes de març.



Les anàlisis a partir de les equacions estructurals (SEM) han resultat en quatre models finals per cada variable poblacional estudiada: (a) abundància relativa, (b) riquesa d'espècies, diversitat de Shannon i (d) equitativitat (Figura 6). Seguidament s'han unificat els valors dels efectes estandarditzats directes (Taula 4) i indirectes (Taula 5) de cada interacció biològica que ha resultat significativa i seleccionada en el model final.

Si ens fixem en les relacions que tenen efectes directes sobre els amfibis, s'observa que l'índex d'hàbitat fluvial (IHF) presenta el major efecte total estandarditzat. L'IHF presenta una relació positiva amb les quatre variables estudiades (l'abundància relativa d'amfibis adults, la riquesa d'espècies, l'Índex de Shannon i l'equitativitat). Tanmateix, presenta valors més notoris sobre l'abundància relativa d'amfibis adults i en la riquesa d'espècies d'amfibis (Taula 4). Els valors més elevats de l'Índex de Shannon es donen en rieres amb presència de ràpids i alts règims de velocitat i profunditat, els quals incrementen la diversitat d'hàbitats i corresponen als estats aquàtics (AS) *eurheic* i *oligorheic*. L'única riera estudiada amb estat aquàtic *eurheic* és la de Sanana (SA), i correspon a un flux generalitzat i ràpids abundants. I les rieres estudiades amb estat aquàtic *oligorheic* són Mura (MU), Talamanca (T), Castellar (CA) i Vall d'Horta (H), les quals corresponen a basses connectades per fils d'aigua (Taula 1).

Pel que fa a la relació entre peixos i amfibis, els resultats mostren una inesperada relació positiva amb les quatre variables d'amfibis estudiades, tot i que presenta efectes més baixos amb l'abundància relativa d'amfibis adults (Taula 4). S'observen efectes negatius pels macroinvertebrats tant en l'abundància relativa com en la riquesa d'espècies, ambdós amb valors alts. No obstant, en l'equitativitat s'observa un efecte tímidament positiu, mentre que a l'Índex de Shannon no ha resultat ser una interacció significativa. Pel que fa als efectes de la

població de diatomees sobre els amfibis, es detecten interaccions positives per a les variables de l'Índex de Shannon i equitativitat, que han resultat ser les úniques significatives (Figura 6).

L'abundància i equitat de diatomees afecten negativament la presència de peixos, a excepció de la relació entre les seves diversitats (Índex de Shannon). Per altra banda, IHF elevats es relacionen amb major densitat i diversitat de peixos, però amb menor equitat, tot i que de forma lleugera (Taula 4). L'IHF també sembla condicionar positivament l'abundància de diatomees (Figura 6), tot i que presenta valors negatius per a l'Índex de Shannon i l'equitativitat.

Les altres variables que interaccionen amb els macroinvertebrats són els peixos, les diatomees i els amfibis (Taula 4). Les diatomees serien la variable que millor explica l'abundància, diversitat i equitat, amb efectes positius, de macroinvertebrats. Paral·lelament, els efectes dels peixos són diversos; s'observen efectes positius per a l'abundància relativa i equitativitat (de valors més alts a més baixos), però marcadament negatius en quant a l'Índex de Shannon. Finalment, l'abundància relativa i la riquesa d'espècies d'amfibis mostren un efecte positiu sobre l'abundància de macroinvertebrats, i amb un valor marcadament més alt en el segon (Figura 6).

Pel que fa als efectes indirectes sobre els amfibis, s'observa el paper principalment negatiu de les diatomees a través de peixos en els quatre models, així com a través dels macroinvertebrats en quant a la riquesa i equitativitat d'amfibis (Taula 5). En segon lloc l'efecte de l'IHF sobre els peixos beneficia l'abundància i diversitat d'amfibis, mentre que en condiona l'equitativitat. Per altre banda, l'IHF afectaria negativament la diversitat i equitativitat d'amfibis a través de les diatomees. Finalment, també s'observen efectes negatius de la densitat de peixos a través dels macroinvertebrats, per a les variables d'abundància i riquesa d'espècies, però positius per a l'equitativitat.

Imatge 2. Exemplar d'*Alytes obstetricans* amb una posta vist al tram SA03 de la Riera de Sanana, al mes d'abril.



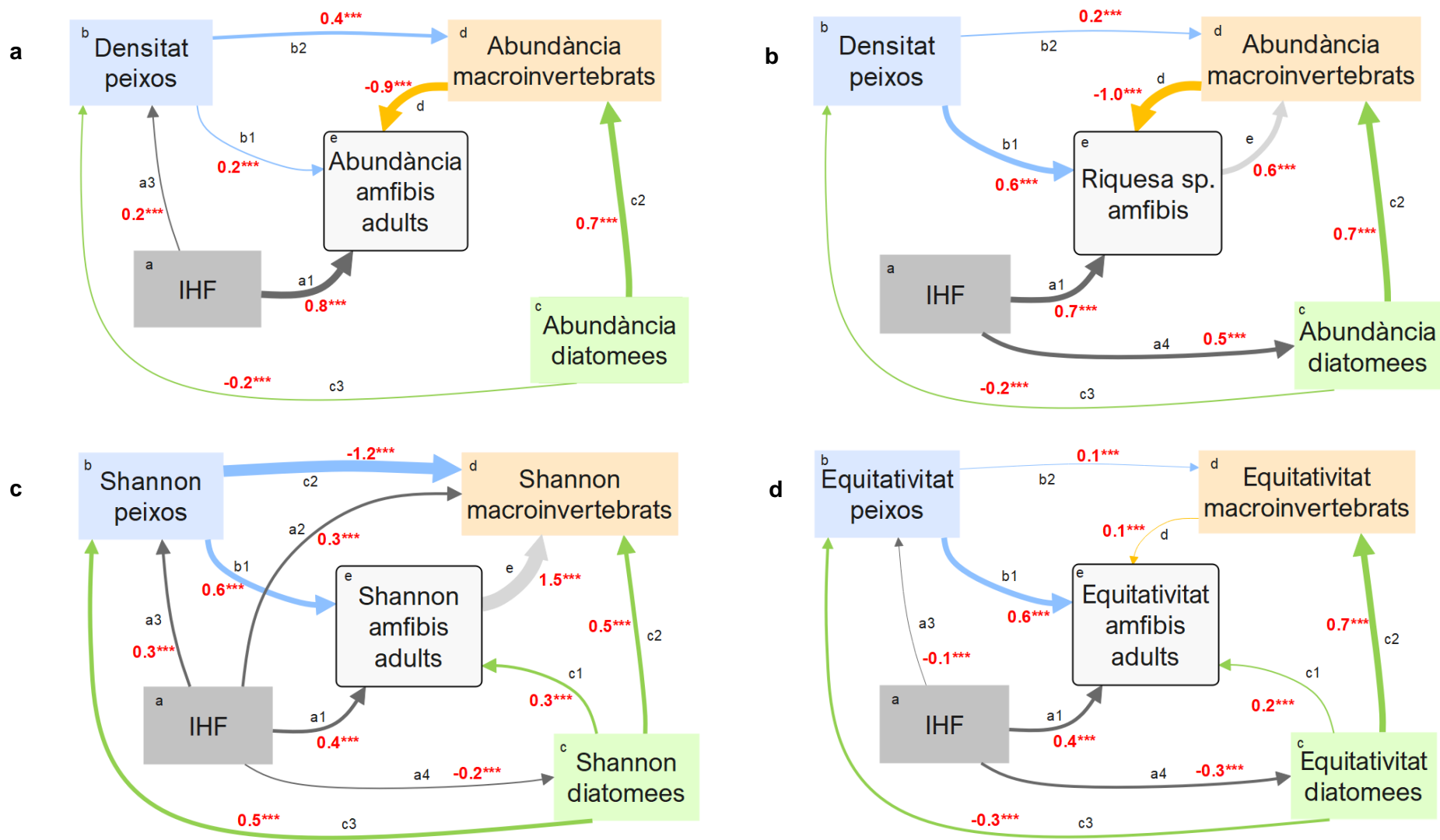


Figura 6. Models d'equacions estructurals (SEM) més parsimoniosos. Totes les trajectòries del model inicial s'han tractat com opcionals i, per tant, s'han pogut eliminar alguns paràmetres durant la simplificació del model. Com a models finals de (a) l'abundància relativa, (b) la riquesa d'espècies, (c) la diversitat de Shannon i (d) de la equitativitat vam seleccionar els models amb el menor valor de AIC. Els valors adjacents a les trajectòries indiquen els coeficients directes estandaritzats i el grau de significació dins del model final (* $p < 0.05$; ** $p < 0.01$; *** $p < 0.001$).

Taula 4. Efectes de les variables estudiades per cada variable poblacional

Resum dels models escollits, derivats dels models generals del SEM. La taula mostra el coeficient del paràmetre del model amb el seu error estàndard (\pm SE) i els p -valors associats (p : * $p < 0.05$; ** $p < 0.01$; *** $p < 0.001$)

Variables explicatives	Abundància		Riquesa sp.		Índex de Shannon		Equitativitat	
	Coeficient \pm SE	p	Coeficient \pm SE	p	Coeficient \pm SE	p	Coeficient \pm SE	p
Amfibis adults ~								
IHF	0.836 \pm 0.030	***	0.766 \pm 0.044	***	0.399 \pm 0.007	***	0.453 \pm 0.019	***
Peixos	0.240 \pm 0.025	***	0.664 \pm 0.049	***	0.674 \pm 0.007	***	0.656 \pm 0.019	***
Macroinvertebrats	-0.915 \pm 0.039	***	-1.084 \pm 0.100	***			0.169 \pm 0.026	***
Diatomees					0.322 \pm 0.007	***	0.192 \pm 0.027	***
Peixos ~								
IHF	0.169 \pm 0.032	***			0.291 \pm 0.023	***	-0.110 \pm 0.027	***
Diatomees	-0.248 \pm 0.031	***	-0.191 \pm 0.031	***	0.527 \pm 0.023	***	-0.333 \pm 0.027	***
Macroinvertebrats ~								
IHF					0.340 \pm 0.006	***		
Amfibis adults			0.247 \pm 0.030	***	1.496 \pm 0.014	***		
Peixos	0.423 \pm 0.024	***	0.247 \pm 0.030	***	-1.238 \pm 0.013	***	0.080 \pm 0.020	***
Diatomees	0.678 \pm 0.024	***	0.735 \pm 0.064	***	0.491 \pm 0.014	***	0.734 \pm 0.020	***
Diatomees ~								
IHF	0.520 \pm 0.023	***	0.520 \pm 0.023	***	-0.230 \pm 0.026	***	-0.300 \pm 0.025	***

Taula 5. Efectes estandarditzats indirectes dels models d'equacions estructurals (SEM).

Efectes estandarditzats indirectes dels models d'equacions estructurals (SEM) i amb els seus *p*-valors associats (*p*: * *p* < 0.05; ** *p* < 0.01; *** *p* < 0.001).

Variables explicatives	Abundància		Riquesa sp.		Índex de Shannon		Equitativitat	
	Efectes estandarditzats	<i>p</i>	Efectes estandarditzats	<i>p</i>	Efectes estandarditzats	<i>p</i>	Efectes estandarditzats	<i>p</i>
IHF → Peixos	0.041	***			0.196	***	-0.072	***
IHF → Diatomees					-0.074	***	-0.058	***
Diatomees → Peixos	-0.060	***	-0.127	***	0.355	***	-0.218	***
Peixos → Macroinvertebrats	-0.387	***	-0.268	***			0.014	**
Diatomees → Macroinvertebrats	-0.620	***	-0.797	***			0.124	***

5. Discussió

Els resultats mostren que les interaccions faunístiques, tròfiques i ambientals poden ser determinants per a la presència, abundància i diversitat d'amfibis en els cursos fluvials temporals. Tanmateix, aquestes interaccions també poden ser molt complexes. Inicialment, s'observa que els indrets amb major abundància, riquesa, diversitat i equitativitat d'amfibis són aquelles amb un índex d'hàbitat fluvial (IHF) alt, és a dir, on l'hàbitat és més heterogeni. L'IHF es considera un dels principals factors d'influència en l'estructura de la comunitat i dels partons de diversitat d'invertebrats aquàtics (Voelz i McArthur, 2000; Astorga et al., 2014; Mellado-Díaz et al., 2019). Valors més elevats d'IHF es donen en rius amb diversitat de ràpids que n'incrementen la diversitat d'hàbitats (Pardo et al., 2002). Per altra banda, a major cabal circulat, major connectivitat al riu (Bonada et al., 2006) i, per tant, el moviment dels organismes aquàtics poden ser més freqüents, a més d'augmentar el nombre de refugis i microhàbitats disponibles (Hart i Merz, 1998). Els macroinvertebrats com cucs, aràcnids, mol·luscs, crustacis (copèpodes, ostracodes i cladòcers), larves de dípter, efímeres o escarabats són importants recursos alimentaris pels amfibis adults, tant anurs com urodels (Cano-Alonso, 2016). Tanmateix, els resultats aquí obtinguts mostren una menor abundància i riquesa d'amfibis a major abundància de macroinvertebrats.

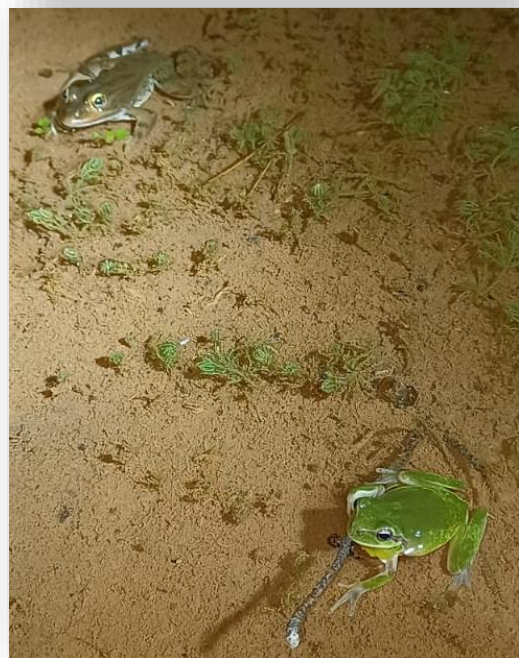
La comunitat de macroinvertebrats és un indicador biològic de la qualitat de l'aigua molt utilitzat per conèixer el grau de desequilibri ecològic causat per un o més canvis en l'ambient, ja que aquests organismes presenten un ampli rang de respostes a l'enriquiment orgànic i a altres contaminants (Munné i Prat, 2009). En aquest sentit, els indrets on s'han detectat les majors abundàncies de macroinvertebrats poden no estar associats a una major qualitat de l'aigua. Per contra, els resultats mostren que els indrets amb major IHF i major diversitat d'amfibis estan positivament relacionats amb una major diversitat de macroinvertebrats i, per tant, a una major qualitat de l'aigua. Així doncs, es corroboraria que els amfibis adults es localitzen en hàbitats heterogenis i una bona qualitat de l'aigua determinat per la diversitat d'organismes.

Seguint aquesta argumentació, les alteracions del medi poden comportar canvis severos en les comunitats; per exemple, en zones tropicals es va observar que el declivi d'aquests vertebrats pot comportar des de canvis subtils en la composició taxonòmica i funcional dels macroinvertebrats, fins a canvis dràstics en la disponibilitat i importància de les fonts d'energia dels sistemes (Colón-Gaud et al., 2009). Tanmateix, haver analitzat la totalitat de la població d'amfibis i de macroinvertebrats pot haver emmascarat algunes d'aquestes interaccions biològiques clau. Per exemple, alguns components dels macroinvertebrats, com libel·lúrids, nèpids (escorpins d'aigua) o crancs de riu, poden depredar sobre els capgrossos d'anurs i

larves d'urodel en hàbitats temporals i sense peixos (Brockelman, 1969; Van Buskirk, 1988). Per consegüent, els amfibis adults (reproductors) podrien seleccionar masses d'aigua amb pocs depredadors o amb una major oferta (diversitat) de preses per tal de minimitzar la pèrdua de postes i larves. No obstant això, la relació entre els peixos i els amfibis adults podria contradir aquesta idea, donat que a major densitat i diversitat de peixos, s'ha trobat una major abundància i diversitat d'amfibis adults. Heyer et al. (1975) van considerar que els peixos són els únics depredadors aquàtics capaços d'eliminar poblacions senceres de larves d'amfibis a les basses, i és que els depredadors aquàtics desenvolupen un paper crucial en la determinació de la composició i estructura de les comunitats d'amfibis larvaris (Walters, 1975; Morin, 1983; Wilbur et al., 1983; Woodward, 1983). Tanmateix, amb les nostres dades no es poden testar els efectes directes dels depredadors sobre les larves i capgrossos perquè el mètode visual usat no era adequat per extreure abundàncies fiables de larves, ja que aquestes poden ser molt críptiques respecte del fons de les rieres i, per tant, se'n podria haver infravalorat el nombre real.

La interacció positiva entre la densitat de peixos i l'abundància de macroinvertebrats també disputa els resultats que esperàvem, ja que els macroinvertebrats són una font important d'aliment pels peixos durant algunes de les fases vitals. Per tant, esperàvem que la disponibilitat de macroinvertebrats condicionés la densitat de peixos (Persson, 1988; Osenberg et al., 1992; Olson et al., 1995). Tanmateix, les relacions negatives en l'Índex de Shannon de peixos i de macroinvertebrats reforça la idea que una major pressió de depredació sobre certes espècies de macroinvertebrats pot derivar en una disminució en la diversitat d'espècies. Per exemple, el barb de muntanya (*Barbus meridionalis*) sol tenir preferència per les larves de quironòmids i efemeròpters (García-Berthou, 1994; Mas-Martí et al., 2010; Rodríguez-Lozano et al., 2015). Per tant, un major nombre i diversitat de peixos poden reduir el nombre i diversitat de certes espècies de macroinvertebrats i, en conseqüència, afavorir la presència d'individus de les espècies no depredades.

Per altra banda, s'observen relacions positives entre diatomees i amfibis en els models de diversitat i equitativitat. Aquests organismes



Imatge 3. Exempler de *Pelophylax perezii* i *Hyla meridionalis* vistos al tram SA02 de la Riera de Sanana, al mes de maig.

fitobentònics informen sobre la qualitat de la flora aquàtica i sobre l'estructura de l'hàbitat (Kelly et al., 1998). Són microalgues bentòniques que colonitzen diferents substrats (blocs, còdols, vegetació, etc.) i formen part del perifiton. Tenen la capacitat de respondre ràpidament a canvis de l'entorn, ja que el seu creixement depèn de la incorporació directa de substàncies dissoltes a l'aigua (nutrients, metalls, sals, etc.) i són depredades, entre d'altres, pels capgrossos dels anurs (Holomuzki et al., 1996; Connelly et al., 2008). Per tant, la relació entre la diversitat de diatomees i d'amfibis pot estar també relacionada amb la qualitat i diversitat de recursos presents en l'aigua de les rieres temporals. En aquest sentit, els amfibis tindrien preferència per indrets amb major diversitat de diatomees respecte d'indrets amb major blooms derivats d'aigües amb molts nutrients. Paral·lelament, els macroinvertebrats presenten interaccions positives amb les diatomees, indicant la dependència d'aquest grup faunístic sobre les diatomees. Per altra banda, i sorprenentment, s'observen efectes negatius de l'IHF sobre la diversitat i equitativitat de diatomees, però positius pel que fa a l'abundància. Per tant, a major heterogeneïtat de l'hàbitat major abundància de diatomees, però menor diversitat. Així doncs, semblaria que els amfibis valoren positivament el fet de tenir habitats heterogenis, amb diversitat de refugis i de macroinvertebrats en comptes de disposar de major abundàncies de diatomees com a recurs pels capgrossos. Aquest fet pot respondre al fet que els capgrossos tenen la capacitat d'alimentar-se d'altres recursos, com els detritus (Barrett et al., 2017; Diaz-Paniagua, 1985). En aquest sentit, la quantitat de detritus acumulats en les rieres de caràcter intermitent i les algues (no analitzades aquí) podrien proporcionar els nutrients suficients per als capgrossos i que, per tant, no depenguessin exclusivament de diatomees, tal com s'ha vist en basses no permanents (Arribas et al., 2015). D'aquesta manera, també podrien reduir la possible competència pel recurs amb els macroinvertebrats.

Una altra variable rellevant que manca per aconseguir el mapa integral de les interaccions que condicionen als amfibis en rieres temporals, és la població de macròfits. L'abundància de diverses espècies de macròfits submergits influeix en les interaccions entre peixos i macroinvertebrats; per exemple, augmentant la diversitat d'hàbitats i recursos pels macroinvertebrats i, per tant, redueixen la susceptibilitat a ser depredats pels peixos (Diehl, 1988; Kornijów et al., 1990; Eklöv i Diehl, 1994). Tot això afecta en la tria d'hàbitat, la supervivència i el creixement dels peixos que s'alimenten de macroinvertebrats, i que, en última instància, repercuteix en la dinàmica de la població de peixos i en la pressió de depredació dels peixos sobre els macroinvertebrats i altres components de la xarxa tròfica de la bassa o riera (Persson et al., 1992; Mittelbach i Osenberg, 1993; Diehl i Eklöv, 1995). Per tant, es creu que també podria tenir efectes rellevants en els amfibis, especialment sobre les espècies amb un caràcter aquàtic marcat.

6. Conclusions

En aquest treball s'han obtingut uns resultats que expliquen part de les interaccions biològiques i faunístiques dels rius temporals del PNSLL.

Ha consistit en un estudi complex sobre les interaccions de la comunitat dels cursos fluvials temporals, tenint en compte també algunes variables hidromorfològiques i amb poc bagatge quant a estudis previs. És, per tant, una línia de recerca essencialment novella, i pretén compartir alguns resultats, siguin significatiu o no, per tal de continuar investigant sobre aquesta temàtica.

Un dels aspectes que el fa més complex, és la variabilitat interanual de les dades. Aquest podria ser un dels factors que més ha influenciat els resultats, ja que s'han recopilat dades de fins a dos i tres anys d'antiguitat. Per tant, per poder fer aquest tipus d'estudis, és essencial disposar de dades de seguiment dels tàxons tan actuals com sigui possible i, a poder ser, ampliar-lo a altres comunitats com la dels macròfits, els quals hem considerat que podrien ser actors importants per a poder entendre millor les interaccions d'aquest tipus de metacomunitat.

Per altra banda, tot i haver fet el seguiment d'amfibis de tots els estats de desenvolupament (adults, larves, capgrossos i postes), s'ha utilitzat per a les anàlisis les dades dels adults, principalment, ja que va consistir en un mostreig visual. Aquest fet reduïa molt la detectabilitat dels capgrossos i larves. Per tal d'obtenir dades més representatives d'aquesta fase vital dels amfibis, caldria introduir l'ús d'un salabre.

Bibliografia

- Acuña, V., Datry, T., Marshall, J., Barceló, D., Dahm, C. N., Ginebreda, A., McGregor, G., Sabater, S., Tockner, K., & Palmer, M. A. (2014). Why should we care about temporary.
- A. Astorga, R. Death, F. Death, R. Paavola, M. Chakraborty, T. Muotka. Habitat heterogeneity drives the geographical distribution of beta diversity: the case of New Zealand stream invertebrates. *Ecol. Evol.*, 4 (13) (2014), pp. 2693-2702.
- Begon, M., Townsend, C. R. & Harper, J. L. 2005 *Ecology: from individual to ecosystem*. Oxford, UK: Blackwell Publishing.
- Blaustein, A.R. and Wake, D.B. (1990) Declining amphibian populations: A global phenomenon? *Trends in Ecology and Evolution*, 5, 203-204.
- Bogan, M. T., Boersma, K. S., & Lytle, D. A. (2013). Flow intermittency alters longitudinal patterns of invertebrate diversity and assemblage composition in an arid-land stream network. *Freshwater Biology*, 58(5), 1016–1028. <https://doi.org/10.1111/fwb.12105>.
- Bogan, M. T., Boersma, K. S., & Lytle, D. A. (2015). Resistance and resilience of invertebrate communities to seasonal and suprasonal drought in arid-land headwater streams. *Freshwater Biology*, 60(12), 2547-2558.
- Bogan, M. T., Chester, E. T., Datry, T., Murphy, A. L., Robson, B. J., Ruhi, A., ... & Whitney, J. E. (2017). Resistance, resilience, and community recovery in intermittent rivers and ephemeral streams. In *Intermittent rivers and ephemeral streams* (pp. 349-376). Academic Press.
- Bonada, N., & Resh, V. H. (2013). Mediterranean-climate streams and rivers: geographically separated but ecologically comparable freshwater systems. *Hydrobiologia* 2013 719:1, 719(1), 1–29. <https://doi.org/10.1007/S10750-013-1634-2>
- Bonada, N., Rieradevall, M., & Prat, N. (2007a). Macroinvertebrate community structure and biological traits related to flow permanence in a Mediterranean river network. *Hydrobiologia* 2007 589:1, 589(1), 91–106. <https://doi.org/10.1007/S10750-007-0723-5>
- Bonada, N., Rieradevall, M., & Prat, N. (2007b). Macroinvertebrate community structure and biological traits related to flow permanence in a Mediterranean river network. *Hydrobiologia* 2007 589:1, 589(1), 91–106. <https://doi.org/10.1007/S10750-007-0723-5>
- Bonada, N., Rieradevall, M., Prat, N., & Resh, V. H. (2006). Benthic macroinvertebrate assemblages and macrohabitat connectivity in Mediterranean-climate streams of northern California. *Journal of the North American Benthological Society*, 25(1), 32-43.

- Brockelman, W. Y. (1969). An analysis of density effects and predation in *Bufo americanus* tadpoles. *Ecology*, 50(4), 632-644.
- Carey C & Alexander MA 2003. Climate change and amphibian declines: is there a link?. *Diversity and distributions*, 9(2), 111-121.
- Cañedo-Argüelles, M., Boersma, K. S., Bogan, M. T., Olden, J. D., Phillipsen, I., Schriever, T. A., & Lytle, D. A. (2015). Dispersal strength determines meta-community structure in a dendritic riverine network. *Journal of Biogeography*, 42(4), 778-790.
- Cañedo-Argüelles, M., Gutiérrez-Cánovas, C., Acosta, R., Castro-López, D., Cid, N., Fortuño, P., ... & Bonada, N. (2020). As time goes by: 20 years of changes in the aquatic macroinvertebrate metacommunity of Mediterranean river networks. *Journal of Biogeography*, 47(9), 1861-1874.
- Colón-Gaud C, Whiles MR, Kilham SS, Lips KR, Pringle CM, Connelly S & Peterson SD 2009. Assessing ecological responses to catastrophic amphibian declines: patterns of macroinvertebrate production and food web structure in upland Panamanian streams. *Limnology and Oceanography*, 54(1), 331-343.
- Connelly, S., Pringle, C. M., Bixby, R. J., Brenes, R., Whiles, M. R., Lips, K. R., ... & Huryn, A. D. (2008). Changes in stream primary producer communities resulting from large-scale catastrophic amphibian declines: can small-scale experiments predict effects of tadpole loss?. *Ecosystems*, 11(8), 1262-1276.
- Datry T., Larned S.T. & Tockner K. (2014a) Intermittent rivers: a challenge for freshwater ecology. *BioScience*, 64, 229–235.
- Datry T., Larned S.T., Fritz K.M., Bogan M.T., Wood P.J., Meyer E.I. et al. (2014b) Broad-scale patterns of invertebrate richness and community composition in temporary rivers: effects of flow intermittence. *Ecography*, 37, 94–104.
- Datry, T., Corti, R., Heino, J., Hugueny, B., Rolls, R. J., & Ruhí, A. (2017). Habitat fragmentation and metapopulation, metacommunity, and metaecosystem dynamics in intermittent rivers and ephemeral streams. In *Intermittent rivers and ephemeral streams* (pp. 377-403). Academic Press.
- Diehl, S. (1988). Foraging efficiency of three freshwater fishes: effects of structural complexity and light. *Oikos*, 207-214.
- Eklöv, P., & Diehl, S. (1994). Piscivore efficiency and refuging prey: the importance of predator search mode. *Oecologia*, 98(3), 344-353.

- Gallart, F., Prat, N., Garca-Roger, E. M., Latron, J., Rieradevall, M., Llorens, P., Barbera, G. G., Brito, D., de Girolamo, A. M., lo Porto, A., Buffagni, A., Erba, S., Neves, R., Nikolaidis, N. P., Perrin, J. L., Querner, E. P., Quinonero, J. M., Tournoud, M. G., Tzoraki, O., ... Froebrich, J. (2012). A novel approach to analysing the regimes of temporary streams in relation to their controls on the composition and structure of aquatic biota. *Hydrology and Earth System Sciences*, 16(9), 3165–3182. <https://doi.org/10.5194/HESS-16-3165-2012>
- García-Berthou, E. (1994). *Ecologia alimentària de la comunitat de peixos de l'Estany de Banyoles*.
- Gulati, R. D., Donk, E. V., & Kornijów, R. (1990). Hydrophyte-macroinvertebrate interactions in Zwemlust, a lake undergoing biomanipulation. In *Biomanipulation Tool for Water Management* (pp. 467-474). Springer, Dordrecht.
- Heyer, W. R. (1976). *Studies in larval amphibian habitat partitioning*.
- Holomuzki, J. R., & Hemphill, N. (1996). Snail-tadpole interactions in streamside pools. *American Midland Naturalist*, 315-327.
- Houlihan, J. E., C. S. Findlay, B. R. Schmidt, A. H. Meyers, and S. L. Kuzmin . 2001. Quantitative evidence for global amphibian population declines. *Nature* 404: 752– 755.
- Hutchinson, G. E., & MacArthur, R. H. (1959). A theoretical ecological model of size distributions among species of animals. *The American Naturalist*, 93(869), 117-125.
- Kelly, M. G. (1998). Use of the trophic diatom index to monitor eutrophication in rivers. *Water research*, 32(1), 236-242.
- Kiesecker, J. M., A. R. Blaustein, and L. K. Belden . 2001. Complex causes of amphibian population declines. *Nature* 410: 681– 684.
- Krebs, C.J. (2001) *Ecology: The experimental analysis of distribution and abundance*. 5th Edition, Benjamin Cummings, San Francisco.
- Leigh C, Boulton AJ, Courtwright JL, Fritz K, May CL, Walker RH & Datry T 2016. Ecological research and management of intermittent rivers: an historical review and future directions. *Freshwater Biology*, 61(8), 1181-1199.
- L'Índex d'Hàbitat Fluvial (IHF). (n.d.).
- Lips, K. R., J. D. Reeve, and L. R. Witters . 2003. Ecological factors predicting amphibian population declines in Central America. *Conservation Biology* 17: 1078– 1088.
- Magurran, A. E. (1988). *Ecological diversity and its measurement*. Princeton university press.

- Mann RM, Bidwell JR, Tyler MJ. 2003. Toxicity of herbicide formulations to frogs and the implications for product registration: A case study from Western Australia. *Appl Herpetol* 1: 13–22.
- Mas-Martí, E., García-Berthou, E., Sabater, S., Tomanova, S., & Munoz, I. (2010). Comparing fish assemblages and trophic ecology of permanent and intermittent reaches in a Mediterranean stream. *Hydrobiologia*, 657(1), 167-180.
- Mellado-Díaz, A., Sánchez-González, J. R., Guareschi, S., Magdaleno, F., & Velasco, M. T. (2019). Exploring longitudinal trends and recovery gradients in macroinvertebrate communities and biomonitoring tools along regulated rivers. *Science of the Total Environment*, 695, 133774.
- Morin, P. J. (1983). Predation, competition, and the composition of larval anuran guilds. *Ecological Monographs*, 53(2), 119-138.
- Munné, A., & Prat, N. (2009). Use of macroinvertebrate-based multimetric indices for water quality evaluation in Spanish Mediterranean rivers: An intercalibration approach with the IBMWP index. *Hydrobiologia*, 628(1), 203–225. <https://doi.org/10.1007/S10750-009-9757-1/TABLES/7>
- Osenberg, C. W., Mittelbach, G. G., & Wainwright, P. C. (1992). Two-stage life histories in fish: the interaction between juvenile competition and adult performance. *Ecology*, 73(1), 255-267.
- Olson, E. J., Engstrom, E. S., Doeringsfeld, M. R., & Bellig, R. (1995). Abundance and distribution of macroinvertebrates in relation to macrophyte communities in a prairie marsh, Swan Lake, Minnesota. *Journal of Freshwater Ecology*, 10(4), 325-335.
- Pardo, M. Álvarez, J. Casas, J.L. Moreno, S. Vivas, N. Bonada, J. Alba-Tercedor, P. Jáimez-Cuéllar, G. Moyà, N. Prat, S. Robles, M.L. Suárez, M. Toro, M.R. Vidal Abarca. El hábitat de los ríos mediterráneos. Diseño de un índice de diversidad de hábitat. *Limnetica*, 21 (2002), pp. 115-133.
- Persson, T. (1988). Liming, soil biology and nitrogen mineralization. Kalken, markbiologin och markens kvaeventbud. *Kungl Skogs-och Lantbruksakademiens Tidskrift, Supplement*;(Sweden), 22.
- Prat, N., Gallart, F., von Schiller, D., Polesello, S., García-Roger, E. M., Latron, J., Rieradevall, M., Llorens, P., Barberá, G. G., Brito, D., de Girolamo, A. M., Dieter, D., lo Porto, A., Buffagni, A., Erba, S., Nikolaidis, N. P., Querner, E. P., Tournoud, M. G., Tzoraki, O., ... Froebrich, J. (2014). THE MIRAGE TOOLBOX: AN INTEGRATED ASSESSMENT TOOL FOR TEMPORARY STREAMS. *River Research and Applications*, 30(10), 1318–1334. <https://doi.org/10.1002/RRA.2757>
- Prat, N., Fortuño, P., Rieradevall, M. (2009). Manual d'utilització de l'Índex d'hàbitat Fluvial. 1a edició. Diputació de Barcelona.
- Protocolo de muestreo de fauna ictiológica en ríos aprobado por el Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (2015).

- Protocolo de muestreo y laboratorio de fauna bentónica de invertebrados en ríos vadeables aprovat pel Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (2013).
- Protocolo de muestreo y laboratorio de flora acuática (organismos fitobentónicos) en ríos (2013).
- Puig-Gironès, R., and Real, J. (2022). A comprehensive but practical methodology for selecting biological indicators for long-term monitoring. *PloS one*, 17(3), e0265246.
- Quaranta A, Bellantuono V, Cassano G, Lippe C. 2009. Why amphibians are more sensitive than mammals to xenobiotics. *PLoS One* 4: 1–4.
- Rieradevall, M., Bonada, N., & Prat, N. (1999). Community structure and water quality in the Mediterranean streams of a natural park (St. Llorenç del Munt, NE Spain). *Limnetica*, 17, 45–56.
- Rodríguez-Lozano, P., Verkaik, I., Rieradevall, M., & Prat, N. (2015). Small but powerful: top predator local extinction affects ecosystem structure and function in an intermittent stream. *PloS one*, 10(2), e0117630.
- Rosseel, Y. (2012). lavaan: An R Package for Structural Equation Modeling. *Journal of Statistical Software*, 48, 1–36. <https://doi.org/10.18637/JSS.V048.I02>
- Schumacker, R. E., & Lomax, R. G. (2004). *A Beginner's Guide to Structural Equation Modeling : Fourth Edition. A Beginner's Guide to Structural Equation Modeling.* <https://doi.org/10.4324/9781410610904>
- Shannon, C. E., & Weaver, W. (1949). *The mathematical theory of communication.*
- Smith, H., & Wood, P. J. (2002). Flow permanence and macroinvertebrate community variability in limestone spring systems. *Hydrobiologia*, 487(1), 45-58.
- Stubbington, R., Chadd, R., Cid, N., Csabai, Z., Miliša, M., Morais, M., Munné, A., Pařil, P., Peřić, V., Tziortzis, I., Verdonschot, R. C. M., & Datry, T. (2018). Biomonitoring of intermittent rivers and ephemeral streams in Europe: Current practice and priorities to enhance ecological status assessments. *Science of the Total Environment*, 618, 1096–1113. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.137>
- Sutherland, W. 1996. *Ecological Census Techniques.* Cambridge University, Cambridge, Gran Bretaña.
- Tachet, H., Richoux, P., Bournaud, M., & Usseglio-Polatera, P. (2010). *Invertébrés d'eau douce: systématique, biologie, écologie (Vol. 15).* Paris: CNRS éditions.
- Van Buskirk, J. (1988). Interactive effects of dragonfly predation in experimental pond communities. *Ecology*, 69(3), 857-867.

- Verrell P. 2000. Methoxychlor increases susceptibility to predation in the salamander *Ambystoma macrodactylum*. *Bull Environ Contam Toxicol* 64: 85–92.
- Walker, S., Novaro, A. & Nichols, J. 2000. Consideraciones para la estimación de abundancia de poblaciones de mamíferos. *Mastozoología Neotropical*, 7: 73-80.
- Walters, B. (1975). Studies of interspecific predation within an amphibian community. *Journal of Herpetology*, 267-279.
- Whiles, M. R., Lips, K. R., Pringle, C. M., Kilham, S. S., Bixby, R. J., Brenes, R., ... & Peterson, S. (2006). The effects of amphibian population declines on the structure and function of Neotropical stream ecosystems. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 4(1), 27-34.
- Whittaker RH 1972. Evolution and measurement of species diversity. *Taxon* 21:213-51.
- Wiggins, G.B. & Mackay, R.J. & Smith, I.M.. (1980). Evolutionary and Ecological strategies of animals in annual temporary pools. *Archiv für Hydrobiologie Supplement*. 58. 97-206.
- Wilbur, H. M., Morin, P. J., & Harris, R. N. (1983). Salamander predation and the structure of experimental communities: anuran responses. *Ecology*, 64(6), 1423-1429.
- Wilson, D. E., Rusell, F., Nichols, J. D., Rudran, R. & Foster, M. S. (Eds.). 1996. *Measuring and Monitoring Biological Diversity, Standar Methods for Mammals*. Smithsonian Institution Press. Washington and London.
- Woodward, B. D. (1983). Predator-prey interactions and breeding-pond use of temporary-pond species in a desert anuran community. *Ecology*, 64(6), 1549-1555.
- Zippin, C. (1956). An Evaluation of the Removal Method of Estimating Animal Populations. *Biometrics*.