



Memòria del Treball de Fi de Grau

## **L'efecte de l'activitat agrícola a la comunitat d'amfibis d'un riu temporal mediterrani**

Nom de l'estudiant: Miquel Tortós-Sala Casamajor

Correu electrònic: miqueltortos21@gmail.com

Grau en Biologia

Nom del tutor: Roger Puig Gironès

Correu electrònic: roger.puig@udg.edu

06/06/2024

# ÍNDEX

1. Resum.....	1
2. Resumen.....	2
3. Abstract .....	3
4. Reflexions .....	4
4.1. Reflexió d'ètica.....	4
4.2. Reflexió de sostenibilitat.....	4
4.3. Reflexió de perspectiva de gènere.....	4
5. Introducció .....	5
5.1. Estat de conservació global dels amfibis .....	5
5.2. L'efecte de l'activitat agrícola a les poblacions d'amfibis.....	5
5.3. Els rius temporals o intermitents.....	6
6. Objectives and hypoteses .....	8
6.1. Main objective .....	8
6.2. Specific objectives.....	8
6.3. Hypoteses .....	8
7. Metodologia.....	9
7.1. Àrea d'estudi i disseny de mostreig .....	9
7.2. Cens d'amfibis.....	10
7.3. Caracterització de l'hàbitat.....	11
7.4. Anàlisi estadístic .....	12
8. Resultats .....	15
8.1. Amfibis censats .....	15
8.2. Comparació de l'impacte agrícola .....	15
8.3. Influència de les variables ambientals.....	18
9. Discussió.....	22
9.1. L'hidroperíode i l'activitat agrícola.....	22
9.2. Distribució de les espècies d'amfibis; hàbitats de preferència.....	23
9.3. Factors ambientals influents a la comunitat d'amfibis .....	24
9.4. Estat ecològic de les zones mostrejades.....	24
9.5. Propostes de cara al futur.....	25
10. Conclusions .....	26
11. Bibliografia .....	27

## 1. RESUM

Els amfibis són el grup de vertebrats més amenaçats a nivell global; el canvi climàtic, la pèrdua d'hàbitat i la fragmentació són sovint les principals causes del seu declivi. La seva elevada sensibilitat als canvis ambientals els converteix en uns excel·lents indicadors de l'estat ecològic, essent una bona mesura per avaluar l'efecte dels canvis produïts en un hàbitat. L'activitat agrícola pot alterar els hàbitats dels amfibis, especialment si es practica als perímetres d'un curs fluvial, com passa a una bona part del recorregut del riu temporal d'aquest estudi; el riu Daró. Els rius temporals poden contenir una diversitat d'hàbitats ideals per la garantir una bona estructura a la comunitat d'amfibis, però el tipus i la intensitat d'impacte agrícola pot tenir un paper clau, arribant a degradar l'ecosistema o bé generant una heterogeneïtat d'hàbitat beneficiosa per la biodiversitat. No obstant això, algunes espècies d'amfibis es poden adaptar a condicions d'activitat agrícola intensa, sortint-ne inclús beneficiades.

Aquest estudi mostra que l'activitat agrícola tradicional pot ajudar a mantenir una elevada riquesa i abundància d'amfibis, ja que permet mantenir una elevada heterogeneïtat d'hàbitat i una bona xarxa de basses temporals, els hàbitats de preferència de la majoria d'espècies d'amfibis de la regió mediterrània. D'altra banda, s'ha observat que un impacte agrícola més intens pot modificar l'hidroperíode, dificultant la formació de basses temporals de llarga durada o inundant el curs amb un flux d'aigua artificial, reduint tant la riquesa com l'abundància d'amfibis. De totes maneres, quan l'activitat agrícola no tradicional té una intensitat prou moderada, permet la formació de basses efímeres tant a la llera com als perímetres, que esdevenen hàbitats de preferència per algunes espècies, sortint-ne beneficiades. Per últim, s'observa que una activitat agrícola tan intensiva com la que es practica en cultius d'arròs, implica un drenatge d'aigua artificial per canals que afavoreix la introducció d'espècies invasores i causa també una gran pèrdua d'hàbitat, reduint dràsticament la riquesa i abundància d'amfibis.

En general, els resultats d'aquest estudi suggereixen que una conservació d'amfibis efectiva en rius temporals mediterranis requereix mantenir pràctiques agrícoles tradicionals, preservant tot el gradient de cossos d'aigua temporals que s'hi puguin formar, des dels més efímers fins als més duradors.

## 2. RESUMEN

Los anfibios son el grupo de vertebrados más amenazado a nivel global; el cambio climático, la pérdida de hábitat y la fragmentación son a menudo las principales causas de su declive. Su elevada sensibilidad a los cambios ambientales los convierte en excelentes indicadores del estado ecológico, siendo una buena medida para evaluar el efecto de los cambios producidos en un hábitat. La actividad agrícola puede alterar los hábitats de los anfibios, especialmente si se practica en los perímetros de un curso fluvial, como ocurre en el río temporal de este estudio; el río Daró. Los ríos temporales pueden contener una diversidad de hábitats ideales para la comunidad de anfibios, pero el tipo y la intensidad del impacto agrícola puede tener un papel clave, llegando a degradar el ecosistema o bien generando una heterogeneidad de hábitat beneficiosa para la biodiversidad. No obstante, algunas especies de anfibios pueden adaptarse a condiciones de actividad agrícola intensa, resultando incluso beneficiadas.

Este estudio muestra que la actividad agrícola tradicional puede ayudar a mantener una elevada riqueza y abundancia de anfibios, ya que permite mantener una elevada heterogeneidad de hábitat y una buena red de charcas temporales, los hábitats preferidos por la mayoría de las especies de anfibios de la región mediterránea. Por otro lado, un impacto agrícola más intenso puede modificar el hidropériodo, dificultando la formación de charcas temporales de larga duración o inundando el curso con un flujo de agua artificial, reduciendo tanto la riqueza como la abundancia de anfibios. De todos modos, cuando la actividad agrícola no tradicional tiene una intensidad moderada, permite la formación de charcas efímeras tanto en el cauce como en los perímetros, que se convierten en hábitats preferidos por algunas especies, resultando beneficiadas. Por último, una actividad agrícola tan intensiva como la que se practica en los cultivos de arroz, implica un drenaje de agua artificial por canales que favorece la introducción de especies invasoras y causa una gran pérdida de hábitat, reduciendo drásticamente la riqueza y abundancia de anfibios.

En general, los resultados de este estudio sugieren que una conservación de anfibios efectiva en los ríos temporales mediterráneos requiere mantener prácticas agrícolas tradicionales, preservando todo el gradiente de cuerpos de agua temporales que se puedan llegar a formar, desde los más efímeros hasta los más duraderos.

### **3. ABSTRACT**

Amphibians are the most globally threatened group of vertebrates; climate change, habitat loss, and fragmentation are often the main causes of their decline. Their high sensitivity to environmental changes makes them excellent indicators of ecological status, serving as a good measure to evaluate the effect of changes in a habitat. Agricultural activity can alter amphibian habitats, especially if practiced on the perimeters of a watercourse, as is the case along much of the course of the temporary river in this study, the Daró River. Temporary rivers can contain a diversity of habitats ideal for promoting a good structure in the amphibian community, but the type and intensity of agricultural impact can play a key role, potentially degrading the ecosystem or generating habitat heterogeneity beneficial for biodiversity. However, some amphibian species can adapt to conditions of intense agricultural activity, even benefiting from them.

This study shows that traditional agricultural activity can help maintain a high richness and abundance of amphibians, as it allows for high habitat heterogeneity and a good network of temporary ponds, the preferred habitats for most amphibian species in the Mediterranean region. On the other hand, it has been observed that more intense agricultural impact can alter the hydroperiod, hindering the formation of long-lasting temporary ponds or flooding the course with artificial water flow, reducing both the richness and abundance of amphibians. Nevertheless, when non-traditional agricultural activity is moderately intense, it allows the formation of ephemeral ponds both in the riverbed and on the perimeters, which become preferred habitats for some species, benefiting them. Lastly, it is observed that agricultural activity as intensive as that practiced in rice cultivation involves artificial water drainage through channels that promotes the introduction of invasive species and also causes a significant loss of habitat, drastically reducing the richness and abundance of amphibians.

Overall, the results of this study suggest that effective amphibian conservation in Mediterranean temporary rivers requires maintaining traditional agricultural practices, preserving the full gradient of temporary water bodies that can form, from the most ephemeral to the most durable ones.

## **4. REFLEXIONS**

### **4.1. Reflexió d'ètica.**

Els amfibis, així com els rèptils no ocells, solen tenir una connotació social negativa, ja que han estat considerats uns animals sense utilitat a diferència dels animals domèstics (Sajjad et al., 2021). Per altra banda, els gats domèstics, s'han considerat més útils i més importants que qualsevol amfibi o rèptil des d'un punt de vista social. Generalment es considera que la vida d'aquests felins domèstics, una espècie amb caràcter invasor a la nostra regió (Mori et al., 2019), és més valuosa que la de la fauna salvatge. Per exemple, aquest any l'ajuntament de Quart va penjar un cartell explicant que, entre altres punts, les colònies de gats mantenen els carrers nets de rates i rèptils. Sembla doncs, que hi ha gent més predisposada a protegir els gats domèstics del carrer abans que la fauna autòctona, que necessita amb urgència accions de conservació. En aquest cas, la feina recau en l'educació ambiental, necessària per aconseguir una conservació efectiva de la biodiversitat.

### **4.2. Reflexió de sostenibilitat.**

Els rius temporals mediterranis sovint han estat menyspreats pels habitants del seu voltant. Han estat relacionats amb riscos naturals com inundacions o considerats inútils per la seva poca disponibilitat de recursos d'interès humà (Sabater et al., 2022). La poca importància que s'ha donat a la seva conservació, sovint ha comportat a una sobreexplotació dels seus aqüífers o a un aprofitament del seu curs com a canals de drenatge (Acuña et al., 2014).

Estudis més recents han començat a destacar la importància ecològica que presenten aquests sistemes en un context de canvi climàtic com l'actual (Datry et al., 2014), assenyalant que durant anys han patit pressions i impactes insostenibles i, com aquest costum ha de canviar. Cal que l'explotació dels seus recursos sigui sostenible, evitant la destrucció dels seus ecosistemes.

### **4.3. Reflexió de perspectiva de gènere.**

És ben sabut que existeix un biaix en publicacions en que les dones en siguin autores, tant en ciència, tecnologia, enginyeria i matemàtiques. L'estudi de Rock et al. (2021) ha revisat totes les publicacions de la branca biològica de l'herpetologia, que inclou l'estudi dels amfibis i els rèptils no ocells, el qual ha demostrat que les proporcions d'autoria en dones són escandalosament inferiors que en homes.

Malgrat que en els darrers anys la situació d'aquesta desproporció hagi disminuït, la manca de dones en el món de la investigació es relaciona amb un alt abandonament dels estudis per part de dones (Chuliver et al., 2021), indicant que la font del problema és de caire social.

## 5. INTRODUCCIÓ

### 5.1. ESTAT DE CONSERVACIÓ GLOBAL DELS AMFIBIS

Els amfibis són el grup de vertebrats que estan més amenaçats a nivell global degut als impactes antropogènics (Catenazzi, 2015). Es calcula que un mínim del 41% de les espècies d'amfibis conegudes es troben perill d'extinció segons la llista vermella de la IUCN (The IUCN Red List of Threatened Species, 2024). En les darreres dècades, les seves poblacions es troben en declivi atribuïble principalment a la pèrdua d'hàbitat (Stuart et al., 2004), així com al canvi climàtic, la contaminació ambiental, les malalties i la introducció d'espècies al·lòctones (Blaustein et al., 2002). Per exemple, efectes antropogènics, com el canvi climàtic, desencadenen una sèrie d'impactes com la prolongació de períodes de sequera (Trenberth, 2011), que pot comportar a la desaparició d'alguns hàbitats temporals dels amfibis (Corn, 2005). L'entrada d'espècies invasores, com el patogen *Batrachochytrium dendrobatidis* que causa la quitridiomicosis, també es poden veure afavorides pel canvi climàtic (Alford et al., 2007, Blaustein et al., 2010).

Els amfibis tenen un cicle vital que es desenvolupa en dos medis diferents, l'aquàtic i el terrestre, i la permeabilitat de la seva pell els fa especialment sensibles a la contaminació ambiental (Giner & Torres-Oriols, 2021). Aquestes característiques fan que siguin altament sensibles als canvis produïts al seu entorn, classificant-los com a excel·lents bioindicadors. Això permet que puguin proporcionar informació sobre l'estat ecològic dels sistemes aquàtics i de la conca hidrogràfica (García-Muñoz et al., 2010, Puig-Gironès & Real, 2022).

### 5.2. L'EFECTE DE L'ACTIVITAT AGRÍCOLA A LES POBLACIONS D'AMFIBIS

La contaminació de l'aigua i la destrucció o l'alteració dels hàbitats, entre d'altres causes, es pot associar a l'activitat agrícola intensiva (Gibbs et al., 2009). Aquests impactes poden arribar a afectar negativament a algunes poblacions d'amfibis, arribant a causar extincions locals d'algunes espècies, com ja s'ha documentat en certes regions del planeta (Cushman, 2006).

La conca mediterrània és un punt calent de biodiversitat (hotspot) que, conserva una rica diversitat ambiental (Myers et al., 2000). No obstant, els canvis en l'ús del sòl poden tenir conseqüències sobre la biota (Cooper et al., 2013). Per una banda, l'abandonament de les terres de conreu i la naturalització dels paisatges poden homogeneïtzar els hàbitats, amb repercussions negatives per a algunes espècies d'amfibis amb requeriments ecològics més específics (Falcucci et al., 2007). Per altra banda, els paisatges agraris tradicionals han estat substituïts progressivament per sistemes agraris intensius de monocultius, gràcies a la millora del rendiment agrícola, que causen una homogeneïtzació de l'hàbitat (Albero et al., 2021). Aquesta intensificació agrícola pot afectar negativament la reproducció, el refugi i la hibernació dels amfibis (Guerra & Aráoz, 2015), a més, pot reduir la connectivitat i el flux genètic entre poblacions d'amfibis degut a la fragmentació d'hàbitat (Albero et al., 2023).

L'activitat agrícola intensa també pot causar la pèrdua de basses temporals, un dels hàbitats de reproducció de moltes espècies d'amfibis a la regió mediterrània (Ferreira & Beja, 2013). De

totes maneres, algunes basses agrícoles artificials poden oferir oportunitats a algunes espècies generalistes (Albero et al., 2021), però això acaba promovent la homogeneïtzació funcional (Clavel et al., 2011). És a dir, l'augment temporal de les similituds funcionals entre les espècies, a causa de la substitució d'espècies amb rols ecològics similars i la pèrdua d'espècies amb rols únics a l'ecosistema (Olden & Rooney, 2006). A més, els cossos d'aigua permanent, generats per l'activitat agrícola intensa, com les basses artificials o els canals de reg, solen presentar una alta densitat de peixos i crancs invasors, que poden ser desfavorables per a la majoria de les espècies d'amfibis (Ferreira & Beja, 2013). Tot i així, existeix alguna excepció, com la granota verda (*Pelophylax perezi*), que pot presentar una elevada adaptabilitat a aquestes condicions i a la pressió exercida pels crancs invasors (*Procambarus clarkii*) (Saura-Mas & Benejam, 2019). Aquest patró pot permetre identificar les espècies més vulnerables i els factors ambientals més crítics per a la seva supervivència.

Contràriament, l'activitat agrícola tradicional pot generar una heterogeneïtat d'hàbitat a petita escala que pot ser beneficiosa per la biodiversitat, mantenint els serveis ecosistèmics crucials (Batáry et al., 2017). Un paisatge agroforestal és un excel·lent exemple d'ecosistema heterogeni, el qual pot proporcionar beneficis per la biodiversitat, augmentant la coexistència d'espècies (Guerra & Aráoz, 2015) i, si es gestiona adequadament, pot proporcionar connectivitat entre àrees protegides (Donald & Evans, 2006). Així doncs, les espècies d'amfibis amb requeriments menys generalistes, poden veure's afavorides per un paisatge en mosaic, on l'activitat agrícola tradicional hi té un paper fonamental (Priyadarshana et al., 2024).

### **5.3. ELS RIUS TEMPORALS O INTERMITENTS**

Els rius intermitents són tots aquells corrents d'aigua que no flueixen de manera contínua, sinó que ho fan de manera temporal, efímera, estacional i episòdica. Constitueixen més de la meitat de la longitud de la xarxa fluvial global, i estan augmentant tant en nombre com en longitud a causa del canvi climàtic, l'alteració de l'ús del sòl i l'extracció d'aigua (Larned et al., 2010). Aquests efectes antropogènics converteixen els rius temporals en sistemes altament estressats i diversos a nivell global (Bonada & Resh, 2013). Això els converteix en ecosistemes particularment amenaçats, que sovint manquen de pràctiques de gestió adequades i de legislació de protecció (Datry et al., 2014).

Aquests rius típics de les regions mediterrànies són ecològicament únics i poden oferir una diversitat de nínxols molt àmplia (Skoulidakis et al., 2017). La seva connectivitat depèn de la magnitud, la freqüència i la durada dels períodes de sequera, que difereixen segons l'estació, generant així una alta heterogeneïtat d'hàbitats (Bunn et al., 2006, Datry et al., 2014). Els règims de flux d'aigua reflecteixen principalment els patrons de precipitació, però també poden ser influenciats per l'activitat humana, com l'agricultura, que pot alterar el règim hídic i reduir les basses temporals durant l'estiatge (Cooper et al., 2013; Menció & Mas-Pla, 2010). A més, la regulació artificial del flux d'aigua per part de l'agricultura, com ara el drenatge d'aigua per a cultius d'inundació, pot comportar a una introducció d'espècies invasores (Acuña et al., 2014).

Els amfibis poden ser especialment sensibles a aquests canvis, ja que la seva reproducció depèn molt de les condicions de precipitació. La variabilitat en la quantitat i el moment de la



precipitació pot afectar significativament a la producció reproductiva anual dels amfibis (Carey & Alexander, 2003). La majoria dels amfibis ponen els ous en aigües estancades, fent que els ous i les larves siguin molt vulnerables a la dessecació durant els períodes d'estiatge (Duellman & Trueb, 1994; Gasith & Resh, 1999). Així doncs, la variació anual de la pluja i els canvis produïts per les pràctiques agrícoles poden afectar a la reproducció dels amfibis (Caldwell, 1987) i, per tant, afectar a l'estat general de la població d'amfibis.

Moltes poblacions d'amfibis depenen de basses temporals, la disponibilitat de les quals depèn de l'hidroperíode, que es pot veure alterat per l'activitat agrícola (Beja & Alcazar, 2003). L'hidroperíode determina la durada durant la qual una massa d'aigua està disponible per a la colonització, afectant quines espècies d'amfibis poden reproduir-s'hi (Snodgrass et al., 2000a). Les basses més efímeres tendeixen a retenir només les espècies que es reproduïxen primer, mentre que les que són més duradores poden mantenir una major riquesa d'espècies, incloent tant les primerenques com les tardanes (Beja & Alcazar, 2003).

Arran de la possible contradicció, on sembla que el tipus d'activitat agrícola pot ser beneficiós o perjudicial depenent de l'espècie d'amfibi, sorgeix la necessitat del present estudi, que pretén avaluar l'impacte dels diferents tipus i intensitats d'activitat agrícola en les poblacions d'amfibis d'un riu temporal. Omplint també, el buit d'informació sobre l'estat ecològic d'aquests sistemes aquàtics, utilitzant els amfibis com a bioindicadors.

## 6. OBJECTIVES AND HYPOTHESES

### 6.1. MAIN OBJECTIVE

Analyse the impact of agricultural activity on amphibian populations along a Mediterranean temporary river.

### 6.2. SPECIFIC OBJECTIVES

- Evaluate the diversity of amphibian species in three areas with different intensities and types of agricultural activity along a Mediterranean intermittent river.
- Determine the richness, abundance and distribution of amphibian species in relation to the hydroperiod and the biotic and abiotic characteristics of the fluvial habitats.
- Examine if there might be an influence of agricultural activity on the hydroperiod and the structural characteristics of the fluvial habitats.
- Identify which studied fluvial habitats could ensure a good ecological status for the conservation of the amphibian community of the Daró River.
- Contribute to the knowledge about the amphibian community and the ecological status of temporary aquatic systems, specifically the Daró River.

### 6.3. HYPOTHESES

The following four working hypotheses are established:

- I. In areas with lower agricultural intensity, there will be greater species diversity and abundance of amphibians compared to areas with intensive agriculture.
- II. Temporary water bodies will support greater species richness of amphibians compared to permanent water bodies.
- III. The likely presence of predators in permanent water bodies will reduce the richness and abundance of amphibian species, except in the case of highly adaptable species such as Iberian green frog (*Pelophylax perezi*) or the Iberian spiny toad (*Bufo spinosus*).
- IV. Some amphibian species may be benefit by habitats with ephemeral ponds as the only presence of water, which could be generated by non-traditional agricultural activity.

## 7. METODOLOGIA

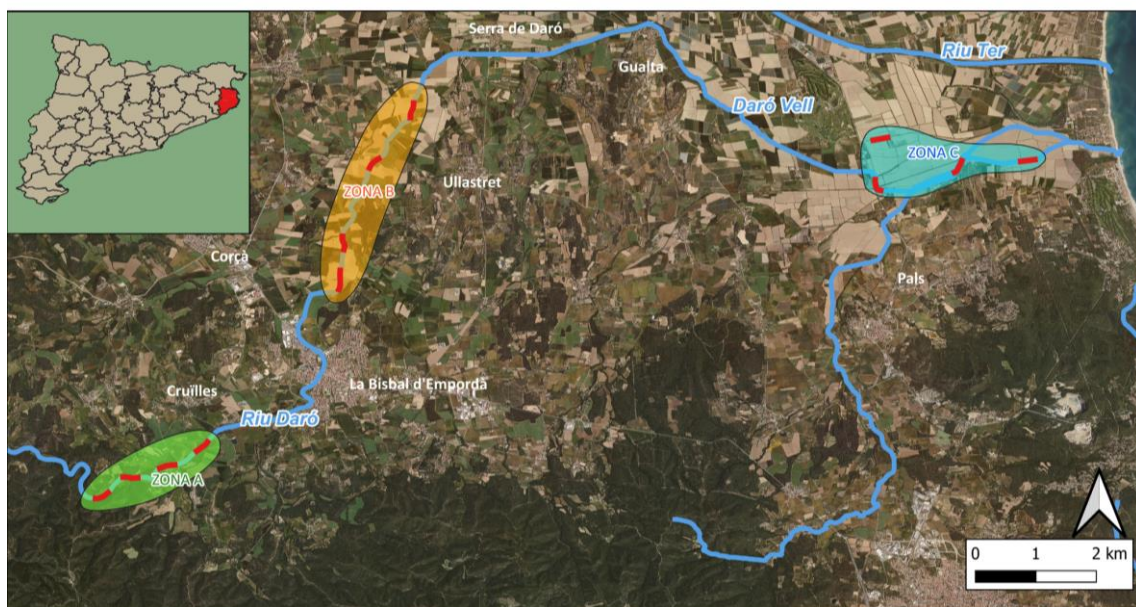
### 7.1. ÀREA D'ESTUDI I DISSENY DE MOSTREIG

El Daró és un riu de règim fluvial típic de la regió mediterrània (Aparicio et al., 2013). Neix al vessant occidental del Puig d'Arques, la seva conca hidrogràfica està emmarcada geogràficament al vessant nord del Massís de les Gavarres i presenta una superfície de 319 km<sup>2</sup> (Zamora & Moreno, 2003). Al llarg del curs del riu hi ha dues pendents principals. La primera és la zona de capçalera, de caràcter torrencial amb molts cursos de longitud curta i pendents marcats. La segona és la plana d'inundació, on el riu rep el seu major cabal i el pendent és lleu (Barriocanal et al., 2006) (Figura 1).

Al Massís de les Gavarres, on neix el riu Daró, s'hi poden arribar a detectar un total d'11 espècies d'amfibis; 3 urodels i 8 anurs (Pérez, 2017, García-Salmerón et al., 2022).

L'estructura i composició dels hàbitats del Daró que es troben al peu de les Gavarres són diferents respecte els que es troben als arrossars, un canvi que ha estat causat principalment per l'activitat agrícola (Saguer, 2010). Així doncs, les zones d'estudi s'han escollit en base a la diferència de la intensitat d'impacte agrícola que presenten entre elles, per poder estudiar l'estat ecològic dels principals ecosistemes que es troben a partir del tram mitjà del riu.

S'han escollit 3 zones de mostreig amb l'objectiu de buscar diferents graus d'influència antropogènica, que es puguin classificar en un gradient. Per a cada zona s'han realitzat 4 rèpliques, les quals consisteixen en trams de 300m al llarg del curs fluvial (Scott et al., 1994, Oteiza et al., 2019) (Figura 1).



**Figura 1.** El mapa mostra el recorregut del riu Daró per la seva plana d'inundació. Es mostren els trams mostrejats en color vermell per cada zona, on la Zona A, paisatge agroforestal, està acolorida de verd, la Zona B, paisatge agrari de secà i de regadiu, de color taronja i la Zona C, paisatge agrari de cultiu d'inundació, de color blau.

- **Zona A:** Paisatge agroforestal. Es situa a l'inici del tram mitjà, al Pla de Salelles (Cruïlles); on el pendent és suau; el règim és laminar i el bosc de ribera està ben estructurat. A la llera del riu s'hi troben basses aïllades que connecten entre elles quan hi ha llargs períodes de pluja. La zona forma part de l'Espai Natural Protegit de les Gavarres. Les espècies d'amfibis que s'hi poden arribar a trobar són totes les que es poden trobar al mateix massís (Pérez, 2017, García-Salmerón et al., 2022), ja que presenta una gran diversitat d'hàbitats diferents.
- **Zona B:** Paisatge agrari de secà i de regadiu. Es situa a la plana al·luvial empordanesa, després de la Bisbal d'Empordà fins a l'alçada de Gualta, on llavors el riu Daró està connectat parcialment al riu Ter per un canal que desguassa prop de Torroella de Montgrí. El bosc de ribera encara està ben estructurat, però ja no cobreix tot el riu (Zamora & Moreno, 2003). El perímetre del riu està resseguit per dues pistes forestals per cada costat i, seguidament, ja s'hi troben camps de conreu. Les espècies d'amfibis que s'hi poden arribar a trobar són aquelles que no s'han vist limitades pels hàbitats presents, ja que per exemple no hi ha cossos d'aigua permanents ni temporals a la llera, ni zones forestals a les proximitats.
- **Zona C:** Paisatge agrari de cultiu d'inundació, concretament d'arrossars. Es situa a l'antic curs del riu Daró, des de Gualta fins la desembocadura (Daró Vell), on actualment és una sèquia canalitzada que voreja arrossars i que rep les aigües de desguàs de diversos canals de regatge abans d'arribar al paratge de les basses d'en Coll, ja a tocar del mar i de gran interès ecològic (Aparicio et al., 2013). S'han mostrejat canals d'aigua que tenen com a objectiu drenar els arrossars, on el cabal està controlat artificialment. La zona forma part del Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. Les espècies d'amfibis que s'hi poden arribar a trobar són aquelles que puguin conviure en zones de flux permanent i amb absència de boscos de ribera.

## 7.2. CENS D'AMFIBIS

Les prospeccions es van dur a terme entre el primer de febrer i el 15 d'abril. Aquest període coincideix amb els principals períodes d'activitat reproductiva de la majoria d'espècies d'amfibis mostrejades (Díaz-Paniagua, 1992). Cadascun dels 12 transectes es van mostrejar a peu seguint el curs, aigües avall, a una velocitat d'aproximadament 2km/h i de nit (a partir de 30 minuts de la posta del sol i fins les tres de la nit; Albero et al. (2021)). En els trams que no hi havia aigua, el cens es va realitzar sobretot per la llera del riu i mirant bé els marges, fent una cerca activa. Quan hi havia un punt d'aigua es caminava per la vora sense tocar l'aigua, enfocant bé dins l'aigua procurant buscar bé dins d'aquesta. En el cas d'haver-hi un flux continu d'aigua es va caminar per un dels dos marges mirant bé a cada costat i a dins de l'aigua.

A cada tram es van anotar els individus adults reproductors vistos i escoltats. En els comptatges acústics d'anurs adults es van anotar els individus que cantaven tant dins la riera com en les seves proximitats. 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 transecte i per evitar dobles comptatges, s'anotava com a abundància relativa el nombre màxim d'individus vistos o escoltats. Per altra banda, es va anotar la presència/absència de larves, postes, metamòrfics, juvenils com a informació extra.

Per a aquests mostrejos es va procurar fer-los després de precipitacions o, en absència de pluja intensa, en 3 nits consecutives on les prediccions meteorològiques indiquessin que durant la nit les condicions d'humitat ambiental fossin superiors del 70%. La metodologia usada en el present treball és extreta de la metodologia del Seguiment d'Amfibis Comuns de Catalunya (SACC), de la Societat Catalana d'Herpetologia (SCH) (Pujol-Buxó et al., 2023).

### 7.3. CARACTERITZACIÓ DE L'HÀBITAT

S'han estudiat les variables ambientals proposades pel mètode del SACC i les proposades per l'Índex d'Hàbitat Fluvial (IHF). La funció de l'IHF és establir les condicions generals de la qualitat de l'hàbitat d'un riu mediterrani per entendre el perquè de la major o menor diversitat biològica i com això pot afectar la mesura de l'estat ecològic (Prat et al., 2009). Aquesta mesura l'heterogeneïtat de l'hàbitat, la qual pot proporcionar més diversitat de nínxols disponibles (Rodríguez et al., 2005). Aquestes característiques determinen la presència d'uns organismes o altres adaptats a cadascuna de les condicions locals i, conseqüentment, augmentant la diversitat global d'espècies de la zona (Prat et al., 2009).

Per altra banda, es van agafar dades de variables que poden tenir influència en els amfibis com la presència de peixos i de crancs al·lòctons, o d'altres com la proximitat d'infraestructures. S'ha valorat agafar el màxim d'informació de les variables proposades (Taula 1), on posteriorment van ser seleccionades amb mètodes i criteris estadístics (Taula 2 i 3).

**Taula 1.** Es mostren les variables que s'han mesurat durant el mostreig, d'on s'han extret i l'agrupació per tipologia realitzada pel seu posterior tractament amb anàlisis PCA o MCA.

PROCEDÈNCIA DE LES VARIABLES	AGRUPACIÓ PER TIPOLOGIA	VARIABLES
Variables proposades per l'Índex d'Hàbitat Fluvial (IHF).	<b>Grup 1:</b> Variables numèriques procedents de l'IHF.	Inclusió ràpids-sedimentació de basses
		Freqüència de ràpids
		Composició del substrat
		Règim de velocitat / profunditat
		Percentatge d'ombra en la llera
		Elements d'heterogeneïtat
		Cobertura de vegetació aquàtica
		Puntuació total de l'IHF
Variables proposades pel mètode de Seguiment d'Amfibis	<b>Grup 2:</b> Variables categòriques que expliquen els elements	Percentatge de blocs i pedres
		Percentatge de còdols i graves
		Percentatge de sorra

Comuns de Catalunya (SACC).	d'heterogeneïtat que componen l'hàbitat.	Percentatge de llims i argiles
		Percentatge de fullaraca
		Presència de dics naturals
		Presència d'arrels exposades
		Presència d'algues
		Presència de plantes vasculars aquàtiques
	<b>Grup 3:</b> Variables categòriques que expliquen l'impacte antropogènic causat al tram mostrejat.	Presència de peixos al·lòctons
		Presència de crancs al·lòctons
		Presència d'infraestructures hidràuliques al tram d'aigua
		Presència d'infraestructures viàries a menys de 100 m
		Presència d'infraestructures immobles actives a menys de 100 m
		Presència de deixalles dins del curs d'aigua
		Presència de deixalles al voltant del curs d'aigua
	<b>Grup 4:</b> Variables categòriques que expliquen l'estat hidrològic del curs fluvial del tram estudiat.	Hidroperíode del tram
		Terbolesa de l'aigua
		Flux d'aigua
		Nivell d'aigua habitual per l'època de l'any

#### 7.4. ANÀLISI ESTADÍSTIC

Les dades obtingudes del cens d'amfibis (la riquesa d'espècies i l'abundància relativa dels adults reproductors) van ser utilitzades com a variables resposta. Aquestes també van ser utilitzades per calcular l'índex de Shannon, que és una mesura de la diversitat que té en compte tant l'abundància com la uniformitat de les espècies presents en una comunitat (Shannon, 1948).

Pel que fa a les variables ambientals i estructurals de l'hàbitat (Taula 1), es van agrupar en 4 grups segons la tipologia; pel grup amb variables numèriques es va utilitzar un PCA (Pearson, 1901, Hotelling, 1933) i pels altres 3 grups amb variables categòriques es va utilitzar un MCA per cada un (Benzécri, 1977), amb l'objectiu de reduir-ne el nombre a 4 noves variables (Taula 2).

- A partir del PCA realitzat amb les variables del Grup 1, s’han obtingut dues noves variables: La variable corresponent al PC1, que explica l’heterogeneïtat de la composició del substrat de l’hàbitat, s’ha anomenat “hetero\_subs”. La variable corresponent al PC2, que explica l’heterogeneïtat de la composició d’elements de l’hàbitat aquàtic, s’ha anomenat “hetero\_aqu”.
- A partir del MCA realitzat amb les variables del Grup 2, s’han obtingut dues noves variables, però degut a la poca variància que expliquen s’ha decidit no utilitzar-les per un posterior anàlisi, ni tampoc cap de les variables originals que componen el Grup 2.
- A partir del MCA realitzat amb les variables del Grup 3, s’ha observat que només una variable explicava la major part de la variància. Així que s’ha decidit utilitzar només la variable original “crancs\_invasors” que fa referència a la presència de crancs al·lòctons.
- A partir del MCA realitzat amb les variables del Grup 4, s’han obtingut dues noves variables: La variable corresponent a la dimensió 1, que explica la permanència dels cossos d’aigua a la llera del riu, sent major quan el flux d’aigua és permanent i menor quan la llera està seca, s’ha anomenat “permanencia\_aigua”. La variable corresponent a la dimensió 2, que explica la presència de cossos d’aigua en forma de basses desconnectades entre sí a la llera del riu, sent major quan n’hi ha moltes i menor quan la llera està seca, s’ha anomenat “basses\_aillades”.

**Taula 2.** Es mostren els acrònims de les variables resultants de l’anàlisi PCA o MCA, a partir de l’agrupació d’un conjunt de variables originals. S’indica quin anàlisi s’ha aplicat per cada una i el grup de procedència explicat a la Taula 1.

GRUP DE VARIABLES	ANÀLISI APLICAT	VARIABLES RESULTANTS	
Grup 1	PCA	PC1	<b>hetero_subs</b>
		PC2	<b>hetero_aqu</b>
Grup 4	MCA	MC1	<b>permanencia_aigua</b>
		MC2	<b>basses_aillades</b>

Seguidament, per conèixer si hi havia diferències en funció del grau d’impacte agrícola sobre la riquesa i l’abundància d’amfibis, es va realitzar una ANOVA (Fisher, 1928), on els factors considerats van ser les zones d’estudi (zona agroforestal, zona agrícola de secà i zona agrícola d’inundació), mentre que les variables resposta van ser la riquesa d’espècies i l’abundància relativa d’amfibis adults reproductors. Donat que en alguns anàlisis les dades no van mostrar els supòsits de distribució normal ni d’homoscedasticitat, comprovats respectivament amb els tests de Shapiro-Wilk (Shapiro & Wilk, 1965) i Levene (Levene, 1960), es va optar per fer una prova no paramètrica de Kruskal-Wallis (Kruskal & Wallis, 1952). Seguidament, es va dur a terme un post-hoc (Tukey, 1949, Dunn, 1964) per tal de determinar les diferències entre les tres zones d’estudi. Totes aquestes anàlisis es van dur a terme utilitzant el programari RStudio (R Core Team, 2024).

En segon lloc, es va dur a terme un model d’ordenació; un RDA. Per conèixer com les variables ambientals poden explicar la distribució de les espècies en les diferents zones. L’RDA es va implementar utilitzant la distància Euclidiana i la funció rda del paquet d’R vegan (Oksanen,

2010). El gràfic resultant s'ha generat amb el paquet d'R ggplot2 (Wickham, 2016), permetent una visualització efectiva de les relacions entre la distribució de l'abundància de les espècies d'amfibis i les variables ambientals. Aquesta metodologia proporciona una eina potent per explorar i interpretar les interaccions entre les espècies i el seu entorn, oferint una comprensió més completa de la dinàmica dels ecosistemes estudiats. Les variables resposta utilitzades van ser les abundàncies de cada espècie d'amfibi. Les variables explicatives van ser les variables ambientals resultants de la prèvia selecció amb PCA o MCA (Taula 2) i també la zona (grau d'impacte agrícola) que pren el nom de "activitat\_agricola".

Finalment, es va utilitzar un model lineal generalitzat (GLM) (McCullagh, 2019) utilitzant la funció glm del paquet d'R vegan (Dixon, 2003), i una estructura d'error de Poisson amb la correcció de quasipoisson per arreglar els errors d'overdispersion o underdispersion. Es van realitzar tres anàlisis GLM, utilitzant com a variables resposta la riquesa, l'abundància relativa i l'índex de diversitat de Shannon. Per tal d'eliminar la redundància entre variables explicatives, es van agrupar utilitzant un PCA aquelles variables de la Taula 2 que presentaven multicolinealitat, obtenint així dues noves variables (Taula 3). La variable "basses\_aillades" no presentava multicolinealitat, així que es va utilitzar tal com s'obté del MCA anterior (Taula 2).

**Taula 3.** Es mostren els acrònims de les variables utilitzades per l'anàlisi GLM. S'indica a partir de quin anàlisi (PCA o MCA) s'han obtingut, ja sigui a partir d'una nova agrupació o de les realitzades per l'anàlisi RDA (Taula 2).

GRUP DE VARIABLES		ANÀLISI APLICAT	VARIABLES RESULTANTS UTILITZADES PEL GLM	
Grup A	permanencia_aigua	PCA	PC1	<b>aigua_permanent</b>
	crancs_invasors			
Grup B	hetero_subs	PCA	PC1	<b>heterogeneitat_habitat</b>
	hetero_aqu			
Grup 4 (Taula 2)		MCA (Taula 2)	MC2	<b>basses_aillades</b>



## 8. RESULTATS

### 8.1. AMFIBIS CENSATS

Es van censar un total de 260 individus d'amfibis adults reproductors, de 10 espècies diferents (Taula 4).

**Taula 4.** Es mostren els noms científics de les espècies d'amfibis censades amb la nomenclatura utilitzada provinent de la metodologia del SACC. Indica el nombre del total d'adults reproductors censats en el conjunt de les tres zones estudiades i el percentatge d'adults censats de cada espècie respecte a aquest total per a cada zona individualment.

Espècies d'amfibis	Nomenclatura	Total d'adults censats	Adults censats a la Zona A (%)	Adults censats a la Zona B (%)	Adults censats a la Zona C (%)
<i>Alytes almogavarii</i>	alysp	7	85,71%	14,29%	0%
<i>Bufo spinosus</i>	bufspi	42	100%	0%	0%
<i>Discoglossus pictus</i>	dispic	14	85,71%	14,29%	0%
<i>Epidalea calamita</i>	epical	48	54,17%	43,75%	2,08%
<i>Hyla meridionalis</i>	hylmer	9	100%	0%	0%
<i>Pelodytes punctatus</i>	pelpun	11	100%	0%	0%
<i>Pelophylax perezi</i>	pelsp	3	66,67%	0%	33,33%
<i>Lissotriton helveticus</i>	lishel	19	100%	0%	0%
<i>Salamandra salamandra</i>	salsal	106	51,89%	48,11%	0%
<i>Triturus marmoratus</i>	trimar	1	100%	0%	0%

L'espècie que més es va detectar va ser la salamandra (*Salamandra salamandra*) amb 106 individus adults reproductors, essent present en un 51,89% a la Zona A, en un 48,11% a la Zona B i en un 0% a la Zona C. La única espècie que es va detectar a les tres zones i, és la segona amb més abundància, és el gripau corredor (*Epidalea calamita*) amb 48 individus adults reproductors, essent present en un 54,17% a la Zona A, en un 43,75% a la Zona B i en un 2,08% a la Zona C. Finalment, el tritó verd (*Triturus marmoratus*) és l'espècie que presenta una menor abundància, amb 1 individu comptat essent present només a la Zona A.

### 8.2. COMPARACIÓ DE L'IMPACTE AGRÍCOLA

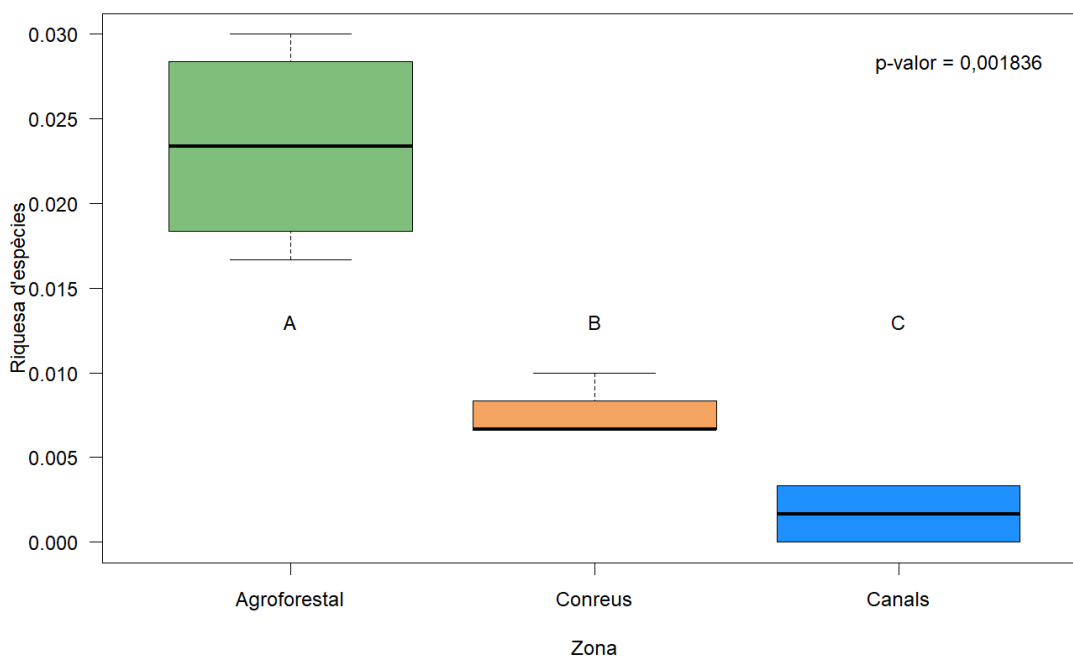
Les anàlisis ANOVA mostren diferències significatives en funció de la zona (Taula 5). Paral·lelament, les proves post-hoc indiquen que la riquesa d'espècies és significativament major a la zona agroforestal i menor a la zona de cultius d'arròs (Taula 6 i Figura 2). L'abundància relativa resulta ser significativament diferent tan sols per a la zona de cultius d'arròs, essent menor, tot i que es pot observar que la zona agroforestal presenta una mitjana més gran que la zona dels conreus de secà i/o regadiu, encara que no presenti diferències significatives (Taula 6 i Figura 3). Finalment, respecte l'índex de diversitat de Shannon les proves post-hoc indiquen diferències significatives essent major per la zona agroforestal i, essent menor per la zona dels cultius (Taula 6 i Figura 4).

**Taula 5.** Es mostra la mitjana de les variables riquesa d'espècies, abundància relativa i índex de diversitat de Shannon per cada zona. També es mostra el tipus d'anàlisi de variància i el p-valor resultant.

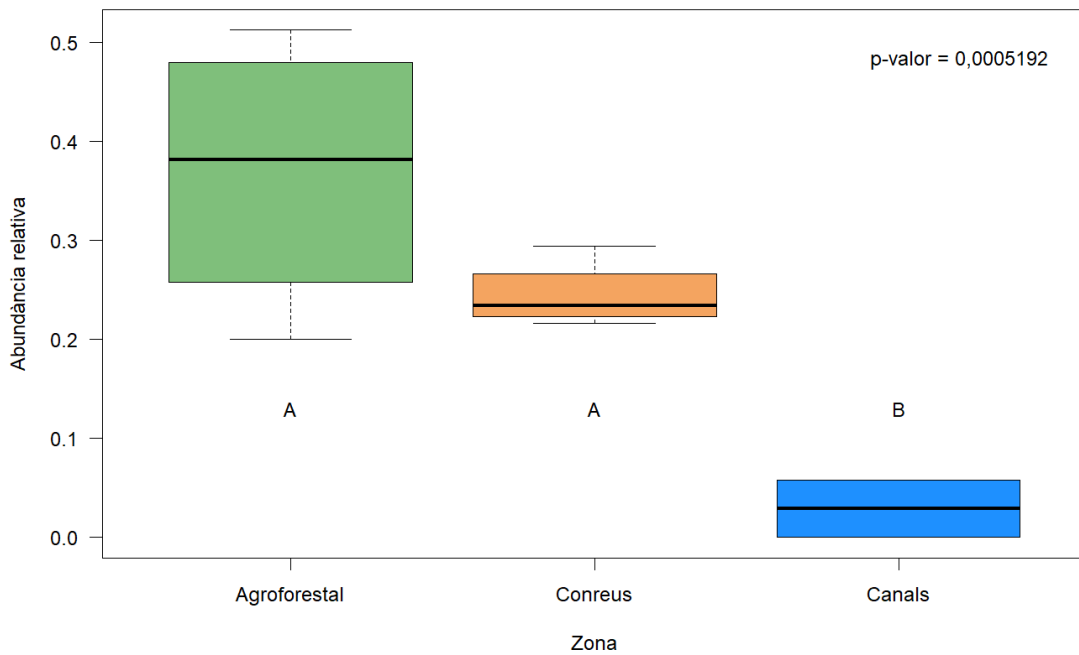
Variables	Mitjana de les variables per cada grup		Tipus d'anàlisi de variàncies	p-valor de l'anàlisi
Riquesa	Agroforestal	7	Welch	0,001836
	Conreus	2,25		
	Canals	0,5		
Abundància	Agroforestal	45,25	Welch	0,0005192
	Conreus	18,25		
	Canals	0,5		
Shannon	Agroforestal	1,93	Kruskal-Wallis	0,006088
	Conreus	0,55		
	Canals	0		

**Taula 6.** Es mostren els p-valors significatius i el tipus d'anàlisi post-hoc per les variables riquesa d'espècies, abundància relativa i índex de diversitat de Shannon.

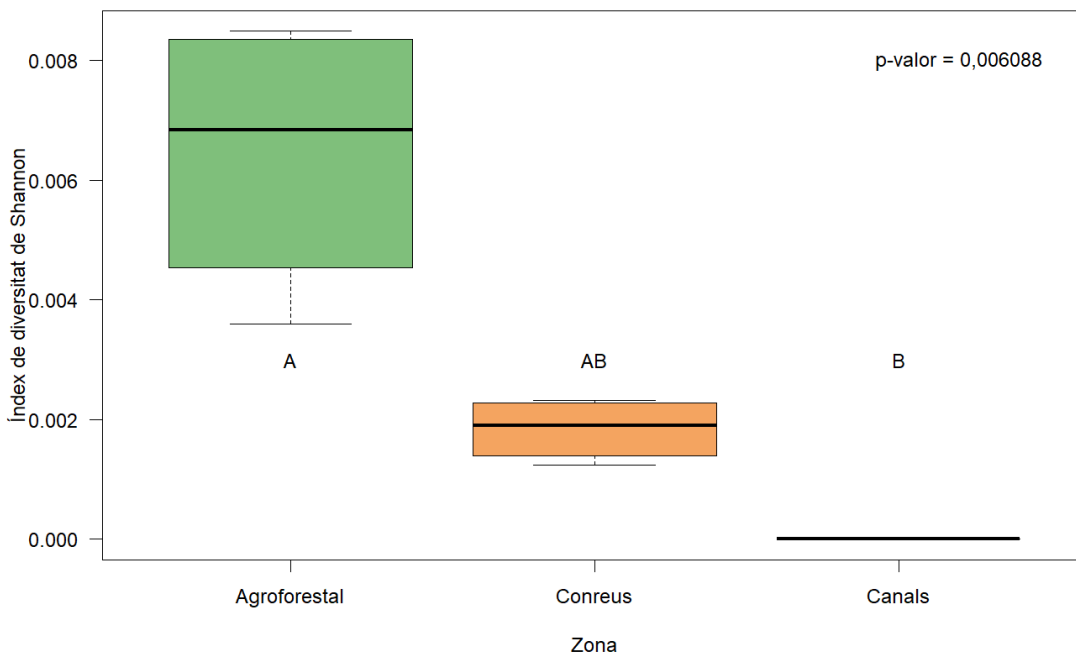
Variables	Tipus d'anàlisi post-hoc	Resultats anàlisi post-hoc	
		Zones	p-valor
Riquesa	pairwise.test	Agroforestal - Conreus	0,011
		Agroforestal - Canals	0,011
		Conreus - Canals	0,011
Abundància	pairwise.test	Agroforestal - Canals	0,02761
		Conreus - Canals	0,00031
Shannon	dunnTest	Agroforestal - Canals	0,0042007



**Figura 2.** Diagrama de caixes de l'anàlisi ANOVA per la riquesa d'espècies en funció de les tres àrees estudiades: Agroforestal, Conreus i Canals. Les lletres A, B o C indiquen els resultats de les proves post-hoc, sent iguals quan les mitjanes no presenten diferències significatives i diferents quan les mitjanes són significativament diferents.



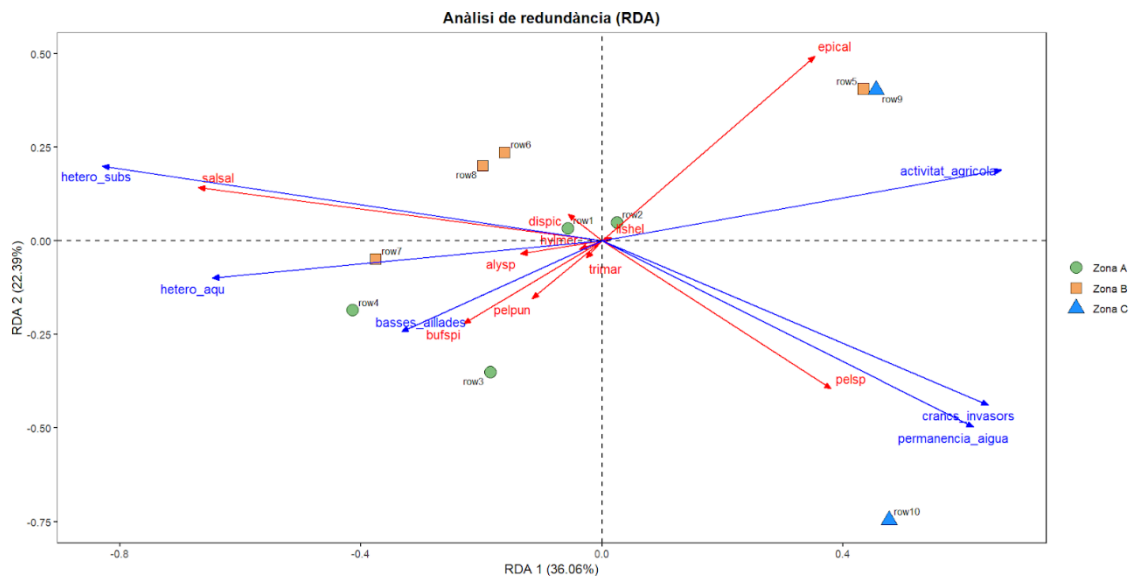
**Figura 3.** Diagrama de caixes de l'anàlisi ANOVA per l'abundància relativa en funció de les tres àrees estudiades: Agroforestal, Conreus i Canals. Les lletres A i B indiquen els resultats de les proves post-hoc, sent iguals quan les mitjanes no presenten diferències significatives i diferents quan les mitjanes són significativament diferents.



**Figura 4.** Diagrama de caixes de l'anàlisi ANOVA per l'índex de diversitat de Shannon en funció de les tres àrees estudiades: Agroforestal, Conreus i Canals. Les lletres A i B indiquen els resultats de les proves post-hoc, sent iguals quan les mitjanes no presenten diferències significatives i diferents quan les mitjanes són significativament diferents.

### 8.3. INFLUÈNCIA DE LES VARIABLES AMBIENTALS

Els resultats de l'RDA mostren una relació entre la distribució de les espècies d'amfibis i les variables ambientals seleccionades (Figura 5). L'eix X, referent a l'efecte de l'impacte agrícola, explica un 36,06% de la variància, mentre que l'eix Y, relacionat amb les variables de la presència d'aigua, explica un 22,39% de la variància (Figura 5). L'RDA destaca la importància de l'aigua permanent, l'activitat agrícola, l'heterogeneïtat del substrat i la presència de basses aïllades en la configuració de la comunitat d'amfibis. Concretament, s'observa com la granota verda (*Pelophylax perezi*) es localitza principalment en hàbitats amb aigua, ja que no se'n detecten en zones sense aigua. Els crancs invasors i l'aigua permanent, que estan fortament correlacionats, no semblen afectar negativament aquesta espècie. El gripau corredor (*Epidalea calamita*) sembla que s'associa amb una elevada activitat agrícola. La presència de basses aïllades no influeix de manera positiva a la seva distribució, així com la presència d'aigua permanent. Alhora tampoc es correlaciona positivament amb hàbitats aquàtics molt heterogenis. La salamandra (*Salamandra salamandra*) està fortament associada a una elevada heterogeneïtat de la composició del substrat. Es veu afavorida per la presència de basses aïllades i hàbitats aquàtics heterogenis, però alhora sembla que l'absència d'aigua no influeix de manera negativa. No es troba en hàbitats amb aigua permanent ni amb presència de crancs invasors. El gripau comú (*Bufo spinosus*) i la granoteta de punts (*Pelodytes punctatus*) es distribueixen en hàbitats amb basses aïllades amb heterogeneïtat de l'hàbitat aquàtic. No es troben en zones sense punts d'aigua ni en zones amb alta activitat agrícola. La granota pintada (*Discoglossus pictus*), la regina (*Hyla meridionalis*), el tòtil català (*Alytes obstetricans*), el tritó verd (*Triturus marmoratus*) i el tritó palmat (*Lissotriton helveticus*), presenten un patró poc clar respecte les variables ambientals definides en aquest estudi.



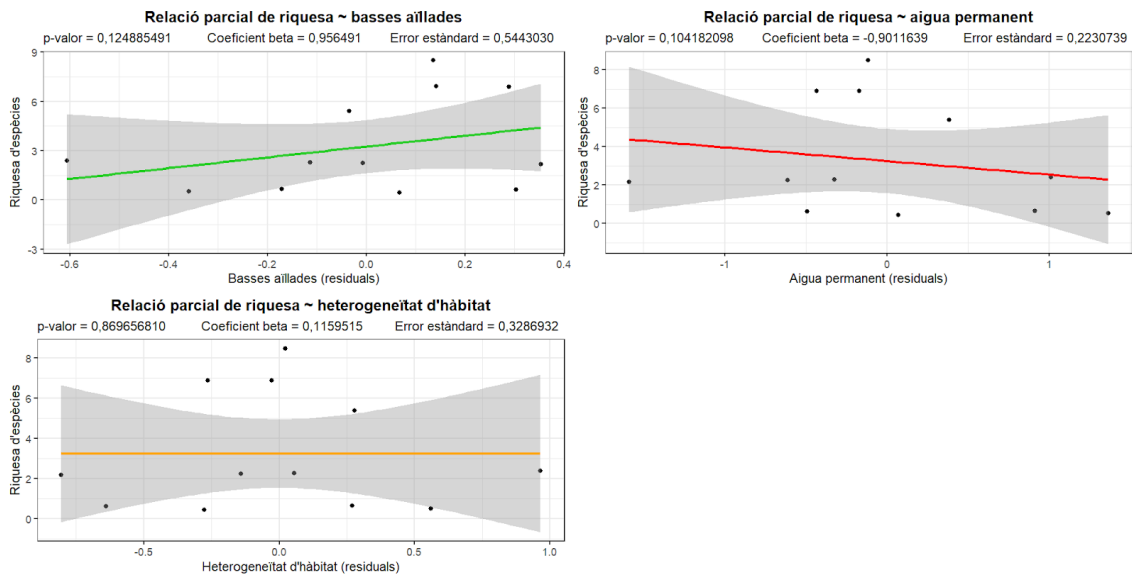
**Figura 5.** Gràfic d'ordenació de l'RDA. El nom de les espècies es mostra en vermell, seguint la nomenclatura descrita a la Taula 1. Les variables ambientals es mostren en color blau. Les figures representen les observacions de les zones corresponents a la llegenda.

L'anàlisi del model lineal generalitzat (GLM) ha proporcionat informació detallada sobre com les variables ambientals poden influir a la riquesa d'espècies, l'abundància relativa i l'índex de Shannon dels amfibis estudiats. Els tres models realitzats mostren les mateixes tendències de correlació per a cada variable, els valors del coeficient beta (Taula 7) i els gràfics de relacions parcials (Figura 6, 7 i 8) indiquen una correlació positiva per a l'heterogeneïtat d'hàbitat i les basses aïllades, i negativa per a l'aigua permanent (Taula 7).

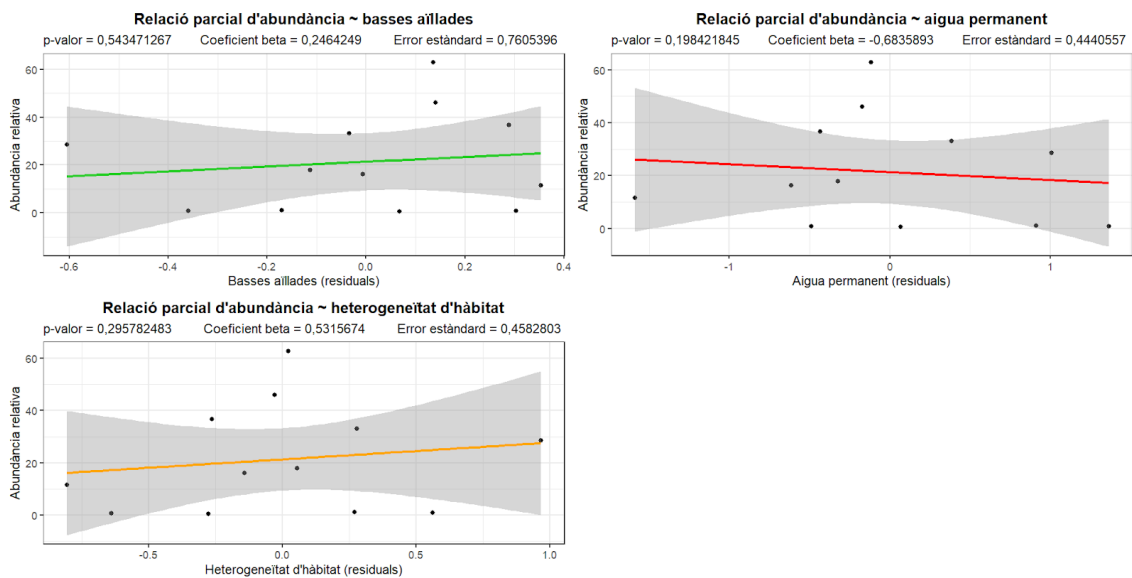
La riquesa d'espècies no es veu significativament afectada per cap de les variables ambientals analitzades (Taula 7). El coeficient beta indica la incidència que té cada variable al model, essent major en valor absolut per les basses aïllades (coef.B= 0,96) i menor per l'heterogeneïtat d'hàbitat (coef.B= 0,12) (Taula 7). L'abundància relativa tampoc es veu significativament afectada per cap de les variables ambientals analitzades (Taula 7). La incidència de les variables al model és més gran per l'aigua permanent (coef.B= -0,68) i menor per les basses aïllades (coef.B= 0,25) (Taula 7). Per últim, l'índex de diversitat de Shannon sí que es veu afectat significativament per la variable aigua permanent (p-valor= 0,04) i gairebé per la variable basses aïllades (p-valor= 0,08) (Taula 7). La incidència de les variables al model és major per l'aigua permanent (coef.B= -2,73) i menor per l'heterogeneïtat d'hàbitats (coef.B= 0,80) (Taula 7).

**Taula 7.** Es mostren les sortides numèriques de l'anàlisi GLM. Es mostra el coeficient beta, l'error estàndard i el p-valor per les variables heterogeneïtat d'hàbitat, aigua permanent i basses aïllades en funció de la riquesa d'espècies, l'abundància relativa i l'índex de diversitat de Shannon. També es mostra els valors de l'intercept per a cada model. Els valors ressaltats en negreta indiquen significança pel p-valor o el valor absolut més gran pel coeficient beta.

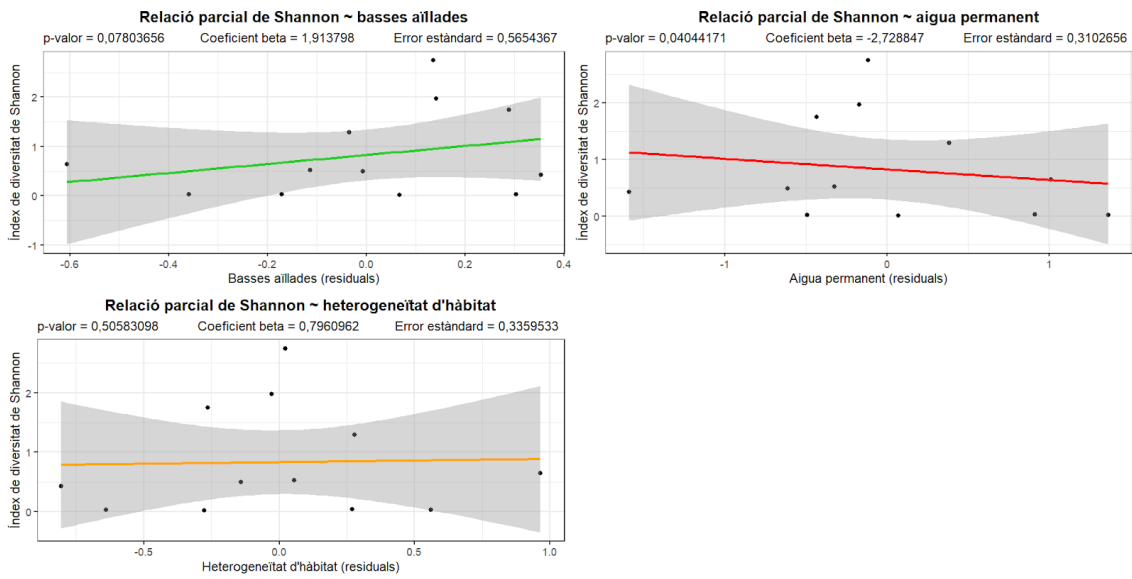
	<b>Coeficient beta</b>	<b>Error estàndard</b>	<b>p-valor</b>
<b>Riquesa d'espècies</b>			
(intercept)		0,188713	0,005270
Heterogeneïtat d'hàbitat	0,115952	0,328693	0,869657
Aigua permanent	-0,901164	0,223074	0,104182
Basses aïllades	<b>0,956491</b>	0,544303	0,124886
<b>Abundància relativa</b>			
(intercept)		0,486786	0,002406
Heterogeneïtat d'hàbitat	0,531567	0,458280	0,295783
Aigua permanent	<b>-0,683589</b>	0,444056	0,198422
Basses aïllades	0,246425	0,760540	0,543471
<b>Índex de Shannon</b>			
(intercept)		0,334862	0,006110
Heterogeneïtat d'hàbitat	0,796096	0,335953	0,505831
Aigua permanent	<b>-2,728847</b>	0,310266	<b>0,040442</b>
Basses aïllades	1,913798	0,565437	<b>0,078037</b>



**Figura 6.** Gràfics de relacions parcials del model GLM en funció de la riquesa d'espècies per les variables; basses aïllades (verd), aigua permanent (vermell) i heterogeneïtat d'hàbitat (taronja).



**Figura 7.** Gràfics de relacions parcials del model GLM en funció de l'abundància relativa per les variables; basses aïllades (verd), aigua permanent (vermell) i heterogeneïtat d'hàbitat (taronja).



**Figura 8.** Gràfics de relacions parcials del model GLM en funció de l'índex de diversitat de Shannon per les variables; basses aïllades (verd), aigua permanent (vermell) i heterogeneïtat d'hàbitat (taronja).

## 9. DISCUSSIÓ

La distribució de les 10 espècies d'amfibis censades a les tres zones d'estudi reflecteix com es compon l'estructura de la comunitat d'amfibis al llarg del riu Daró. Els resultats mostren una major abundància relativa i riquesa d'espècies a la Zona A (paisatge agroforestal), seguida de la Zona B (conreus de secà i/o regadiu) i, finalment, la Zona C (canals dels arrossars). Aquesta distribució podria estar influïda per factors com l'impacte agrícola, la disponibilitat d'aigua i la heterogeneïtat del paisatge.

Els resultats del present estudi són consistents amb els estudis de Guerra i Aráoz (2015) i Batáry et al. (2017), que van trobar que els paisatges agroforestals amb pràctiques agrícoles tradicionals poden suportar una major diversitat d'espècies d'amfibis. També coincideixen amb els estudis de Beja & Alcazar (2003), Richter-Boix et al. (2006) i Albero et al. (2021) que van observar que nivells moderats d'activitat agrícola poden proporcionar hàbitats favorables per algunes espècies.

### 9.1. L'HIDROPERÍODE I L'ACTIVITAT AGRÍCOLA

En el nostre estudi, l'hidroperíode ha resultat ser un factor clau per explicar la distribució de les espècies, amb un impacte significatiu en els valors de riquesa i abundància d'amfibis. L'hidroperíode pot ser susceptible als impactes de l'activitat agrícola, la qual pot alterar la formació, la durada i la mida de les basses temporals (Beja & Alcazar, 2003). En general, les basses més grans i duradores són les que s'associen amb una major riquesa d'espècies (Schneider & Frost, 1996). Tanmateix, aquesta major permanència de l'aigua també pot associar-se a major acumulació de depredadors, podent arribar a disminuir la riquesa d'amfibis si la permanència és molt elevada (Snodgrass et al., 2000a). Els nostres resultats, podrien mostrar que l'agricultura de les zones estudiades ha causat una alteració de l'hidroperíode i, conseqüentment, una alteració de la riquesa i abundància d'amfibis (Gibbs et al., 2009). La Zona A, caracteritzada per un paisatge agroforestal amb basses temporals duradores i un impacte agrícola petit i tradicional, sembla suportar una gran diversitat d'espècies d'amfibis. Aquesta heterogeneïtat del paisatge agrícola tradicional proporciona una gamma més àmplia de nínxols i hàbitats que poden ser beneficiosos per a una varietat d'espècies d'amfibis (Guerra & Aráoz, 2015, Batáry et al., 2017). En contrast, la Zona B, amb més conreus, absència de basses duradores i un bosc de ribera desestructurat, presenta una diversitat d'espècies inferior a la Zona A. Finalment, la Zona C, la més alterada per l'activitat agrícola, on el flux intermitent del riu Daró va ser transformat en canals d'irrigació de flux permanent (Saguer, 2010), ha demostrat tenir un impacte negatiu fort en la riquesa i abundància d'amfibis, provocant una reducció significativa de la presència de totes les espècies, excepte *P. perezii*, com també passa amb l'estudi de Saura-Mas & Benejam (2019).

Aquests canvis d'hàbitat de la Zona C han facilitat la colonització dels cossos d'aigua per depredadors exòtics com peixos i crancs (Ferreira & Beja, 2013), però també podrien facilitar l'entrada de patògens, com el *Batrachochytrium dendrobatidis* (Alford et al., 2007, Blaustein et al., 2010), encara que no s'ha observat en aquest estudi. La contaminació de l'aigua sovint s'associa a l'activitat agrícola (Gibbs et al., 2019), afectant a la presència de certes espècies



d'amfibis, els quals són altament sensibles als contaminants com els pesticides (Giner & Torres-Oriols, 2021), que tampoc s'ha mesurat en aquest estudi.

La Zona B mostra menys riquesa que la Zona A. L'augment d'intensitat de l'activitat agrícola pot haver causat la pèrdua de basses temporals de més durada, que són hàbitats de reproducció de moltes espècies d'amfibis a la regió mediterrània (Ferreira & Beja, 2013). A la Zona B, les úniques basses aïllades presents són aquelles de formació espontània després de les pluges. També s'hi ha produït una reducció de l'hàbitat forestal, amb només bosc de ribera als marges dels rius. Pel que fa a l'abundància, la Zona C difereix significativament, però les Zones A i B no presenten diferències significatives entre elles. Això podria indicar que les espècies de la Zona B podrien beneficiar-se d'aquest hàbitat, augmentant l'abundància de les seves poblacions a causa d'una menor competitivitat entre espècies i una menor pressió dels depredadors (Snodgrass et al., 2000a). Això donaria peu a pensar que aquestes espècies són primerenques en la colonització després de la nova formació d'un cos d'aigua.

## 9.2. DISTRIBUCIÓ DE LES ESPÈCIES D'AMFIBIS; HÀBITATS DE PREFERÈNCIA

Les espècies trobades a la Zona C, *P. perezii* i *E. calamita*, sembla que podrien ser espècies amb una gran resistència a certes condicions d'estrès. Especialment *P. perezii*, que degut a la seva plasticitat fenotípica (Gomez-Mestre & Díaz-Paniagua, 2011, Nunes et al., 2014) els capgrossos poden sobreviure a una alta pressió de depredació en cossos d'aigua permanents, com ara a l'alta abundància de crancs invasors de la Zona C. En canvi *E. calamita* prefereix un nínxol ecològic diferent, utilitzant una estratègia per evitar la depredació i la competició reproduint-se en petites basses propenses a la dessecació (Richter-Boix et al., 2006, Pujol-Buxó et al., 2019) que es poden formar o bé dins del curs fluvial o en els cultius perimetrals que es troben a la vora del riu, assenyalant que l'activitat agrícola pot acabar proporcionant un hàbitat favorable per aquesta espècie (Gomez-Mestre, 2014).

Tot i així, la presència de *E. calamita* a la Zona C no concorda amb el seu hàbitat de preferència de la literatura, probablement s'explica perquè la seva presència no correspon als cossos d'aigua estudiats, sinó que la possible formació de basses espontànies de poca profunditat després de les pluges als perímetres dels trams mostrejats, poden acabar sent hàbitats favorables per aquesta espècie, concordant així amb la descripció literària del seu hàbitat favorable.

*S. salamandra* es troba en elevada abundància a les Zones A i B, associant-se tant a les basses temporals d'un riu intermitent com a les basses temporals propenses a la dessecació dels perímetres del riu (Giner & Torres-Oriols, 2021). La seva elevada abundància a la Zona B demostra que també es relaciona positivament amb les basses temporals amb una elevada tendència a la dessecació, indicant una preferència per aquest hàbitat amb poca presència o lliure de depredadors degut a la poca durada d'aquests cossos d'aigua (Semlitsch, 2000; Snodgrass et al., 2000a, Bylak, 2018). Així doncs, eviten clarament un hàbitat amb flux d'aigua permanent amb la conseqüent presència elevada de crancs invasors. Presenten també una gran afinitat per un substrat heterogeni, que els proporcionen un bon amagatall durant èpoques o condicions puntuals desfavorables (Davic & Welsh, 2004). Aquesta estratègia de buscar basses efímeres per evitar la depredació, és com la que utilitza *E. calamita* i, probablement per aquest motiu, la Zona B presenta una alta abundància per aquestes dues espècies. L'espècie *D. pictus*,

tot i tenir-ne poques dades, sembla que mostra una tendència de preferència d'hàbitat similar a *S. salamandra*, ja que també resulta ser una espècie oportunista i una gran competidora amb *E. calamita* durant la colonització de noves formacions de basses (Pujol-Buxó et al., 2019).

*B. spinosus* es correlaciona clarament amb la Zona A, preferint basses aïllades de rius temporals amb abundant cobertura vegetal i heterogeneïtat d'hàbitat aquàtic, diferenciant-se de *E. calamita* per la preferència de basses de més durada, ja que degut a la toxicitat dels capgrossos de *B. spinosus* (Bókony et al., 2016) pot criar amb presència de peixos.

Pel que fa a les altres espècies (*A. almogavarii*, *H. meridionalis*, *P. punctatus*, *T. marmoratus* i *L. helveticus*) s'han observat només a la Zona A, que té hàbitats heterogenis i basses temporals típiques d'un riu temporal mediterrani. Això suggereix que no es beneficien de l'activitat agrícola més enllà de la tradicional.

### **9.3. FACTORS AMBIENTALS INFLUENTS A LA COMUNITAT D'AMFIBIS**

Factors com l'aigua permanent, la presència de basses temporals aïllades i la heterogeneïtat de l'hàbitat, poden influir en l'abundància i la riquesa d'espècies d'amfibis. En aquest estudi, la presència d'aigua permanent, que implica un flux continu i espècies invasores (Ferreira & Beja, 2013), es correlaciona negativament tant amb la riquesa com amb l'abundància. En canvi, la presència de basses temporals desconnectades i l'heterogeneïtat de l'hàbitat s'hi correlacionen positivament. Aquests resultats són coherents amb la literatura, que destaca la importància de les basses temporals per a la biodiversitat dels amfibis (Semlitsch, 2000).

S'observa l'evidència que la presència de cossos d'aigua permanent a un riu temporal mediterrani és deguda a una activitat agrícola intensiva com la dels arrossars de la Zona C, que trenca amb el flux intermitent típic del riu. De manera que amb l'activitat agrícola intensa s'acaba reduint l'hàbitat que pot proporcionar un riu d'aquest tipus, destacant la importància de protegir aquests sistemes tan únics i estressats de cares a aquest augment de l'activitat agrícola intensiva i el canvi climàtic (Gasith & Resh, 1999).

### **9.4. ESTAT ECOLÒGIC DE LES ZONES MOSTREJADES**

Les troballes d'aquest estudi contribueixen al coneixement existent, però escàs, sobre els efectes de l'activitat agrícola en les poblacions d'amfibis en rius temporals. Corroboren que l'heterogeneïtat dels paisatges agrícoles tradicionals en els rius temporals mediterranis proporciona hàbitats beneficiosos per una gran diversitat d'espècies d'amfibis. Així doncs, els resultats fan èmfasi a la necessitat de mantenir unes pràctiques agrícoles tradicionals i ressalten la importància ecològica de les basses temporals dels rius i dels seus perímetres.

És essencial que l'activitat agrícola que es practiqui als perímetres del riu permeti mantenir una xarxa de cossos d'aigua que representin tot el gradient d'hidroperíodes que pugui arribar a tenir un riu temporal mediterrani, per així conservar la biodiversitat d'amfibis d'aquests sistemes. Aquesta estratègia cal que consideri tant els cossos d'aigua més efímers fins als de més durada, ja que cada tipus proporciona hàbitats únics que afavoreixen diferents espècies d'amfibis i

d'altres organismes aquàtics, ajudant així a la preservació dels cicles naturals d'aigua i la diversitat ecològica dels sistemes fluvials mediterranis (Beja & Alcazar, 2003).

Algunes espècies poden veure's beneficiades per certs tipus d'impacte agrícola, com les presents en elevada abundància a la Zona B. De tal manera que mantenir aquest tipus d'hàbitat en algunes zones pot ser beneficiós per aquestes espècies. D'altra banda, en base a que els amfibis són bons bioindicadors (García-Muñoz et al., 2010, Puig-Gironès & Real, 2022), es pot considerar que un impacte agrícola molt intens com el de la Zona C perjudica l'estat ecològic d'un riu temporal mediterrani, tal com també s'explica a l'estudi de Serrano et al. (2016). Per tant, és important preservar l'activitat agrícola tradicional, sobretot en un context de canvi climàtic que amenaça encara més a la conservació dels hàbitats dels amfibis (Gasith & Resh, 1999).

Cal destacar que per salvaguardar la màxima diversitat d'espècies es requereix tenir en compte tots els fragments d'ús del sòl, enlloc de preferir un ecosistema sobre l'altre (Brüning et al., 2018). S'ha de respectar tot el gradient de xarxes de cossos d'aigua que es puguin formar, evitant la contaminació i la destrucció d'aquests. Alhora, el patró i la qualitat de l'hàbitat terrestre en mosaics paisatgístics són tan importants per a moltes espècies com la qualitat dels llocs de reproducció (Cushman, 2006), per tant, cal buscar l'heterogeneïtat ambiental a petita escala per assegurar la màxima diversitat d'amfibis, impulsant un sistema agrari tradicional.

## **9.5. PROPOSTES DE CARA AL FUTUR**

Per aconseguir una imatge més precisa de la dinàmica de les poblacions d'amfibis del riu Daró seria necessària la implementació d'un mostreig més intensiu i continu al llarg de les estacions. Ja que durant el mostreig, podria ser que algunes espècies s'haguessin trobat en etapes del cicle vital inadequades pel registre dels individus adults reproductors, a causa de l'estacionalitat (García-Salmerón et al., 2022). A més, l'addició de mètodes de mostreig per a estadis no adults, com les larves, podria enriquir encara més la comprensió de la comunitat d'amfibis i les seves necessitats ecològiques (Pauley & Little, 1998).

Els resultats d'aquest estudi cal que siguin considerats en el context d'una sequera persistent, ja que els canvis projectats en el clima poden influir en els resultats observats. De manera que les futures investigacions haurien d'incloure mostrejors a llarg termini per monitoritzar les poblacions d'amfibis en relació amb el canvi climàtic i l'ús del sòl. També seria interessant investigar altres factors potencials que podrien afectar les poblacions d'amfibis, com ara alguns contaminants específics o altres espècies invasores.

Els problemes com la pèrdua de biodiversitat a nivell global, cal que siguin prioritzats per ser tractats amb la màxima urgència, ja que el declivi d'espècies d'arreu del món és un fet eminent. És necessari que es desenvolupin polítiques de conservació amb col·laboració de tots els sectors, especialment aquells implicats de manera més directa en el medi natural, com seria el sector agrari. En el context d'aquest estudi, cal que les polítiques agrícoles, les de gestió de l'aigua i les de gestió del medi natural s'integrin per fomentar la conservació dels amfibis. Per últim, cal destacar també la importància que pot tenir l'educació ambiental per tal d'aconseguir una conscienciació global que garanteixi la màxima efectivitat en la conservació de la biodiversitat.

## 10. CONCLUSIONS

To obtain a comprehensive understanding of amphibian diversity in the studied regions, intensive and continuous sampling is needed, integrating various methodologies and additional variables.

The study reveals significant differences among the three areas influenced by varying levels of agricultural activity, leading to the following conclusions:

- Species richness and abundance are significantly higher in a landscape with an agroforestry mosaic, where the agricultural activity is small-scale and traditional.
- Habitat heterogeneity and the presence of temporary ponds, both ephemeral and more durable, are crucial to ensuring the presence of all species.
- Larger and permanent ponds are associated with greater species richness but also with an increase in predator presence, indicating a negative effect of year-round water permanence in a Mediterranean temporary river.
- Zone B, with higher agricultural impact than Zone A but lower than Zone C, may offer favourable habitats for species in early stages of colonizing water bodies.

In conclusion, the study clearly indicates that agricultural impact influences the distribution, abundance, and species richness of amphibians along the Daró River basin. Traditional agricultural practices and the conservation of the gradient of temporary ponds are essential to maintaining amphibian biodiversity in Mediterranean temporary river ecosystems.

## 11. BIBLIOGRAFIA

- Acuña, V., Datry, T., Marshall, J., Barceló, D., Dahm, C. N., Ginebreda, A., ... & Palmer, M. A. (2014). Why should we care about temporary waterways?. *Science*, 343(6175), 1080-1081.
- Albero, L., Martínez-Solano, Í., Arias, A., Lizana, M., & Bécares, E. (2021). Amphibian metacommunity responses to agricultural intensification in a Mediterranean landscape. *Land*, 10(9), 924.
- Albero, L., Martínez-Solano, Í., Hermida, M., Vera, M., Tarroso, P., & Bécares, E. (2023). Open areas associated with traditional agriculture promote functional connectivity among amphibian demes in Mediterranean agrosystems. *Landscape Ecology*, 1-15.
- Alford, R. A., Bradfield, K. S., & Richards, S. J. (2007). Global warming and amphibian losses. *Nature*, 447(7144), E3-E4.
- Aparicio, E., Carmona-Catot, G., & Alcaraz, C. (2013). Les poblacions de peixos en els estuaris del Ter i del Daró. Col·lecció Recerca i Territori 5. Museu de la Mediterrània & Parc Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter. pp 143-232.
- Barriocanal, C., Crous, A., Varga, D., & Vila, J. (2006). Preliminary assessment of factors responsible for periodic river mouth closure, river Daró, (Costa Brava, Girona). *Journal of Coastal Research*, 16-20.
- Batáry, P., Gallé, R., Riesch, F., Fischer, C., Dormann, C. F., Mußhoff, O., ... & Tschardtke, T. (2017). The former Iron Curtain still drives biodiversity–profit trade-offs in German agriculture. *Nature ecology & evolution*, 1(9), 1279-1284.
- Benzécri, J. P. (1977). Histoire et préhistoire de l'analyse des données. Partie V L'analyse des correspondances. *Les Cahiers de l'analyse des données*, 2(1), 9-40.
- Blaustein, A. R., & Kiesecker, J. M. (2002). Complexity in conservation: lessons from the global decline of amphibian populations. *Ecology letters*, 5(4), 597-608.
- Blaustein, A. R., Walls, S. C., Bancroft, B. A., Lawler, J. J., Searle, C. L., & Gervasi, S. S. (2010). Direct and indirect effects of climate change on amphibian populations. *Diversity*, 2(2), 281-313.
- Bonada, N., & Resh, V. H. (2013). Mediterranean-climate streams and rivers: geographically separated but ecologically comparable freshwater systems. *Hydrobiologia*, 719, 1-29.
- Bókony, V., Móczur, Á. M., Tóth, Z., Gál, Z., Kurali, A., Mikó, Z., ... & Hettyey, A. (2016). Variation in chemical defense among natural populations of common toad, *Bufo bufo*, tadpoles: the role of environmental factors. *Journal of Chemical Ecology*, 42, 329-338.
- Bunn, S. E., Thoms, M. C., Hamilton, S. K., & Capon, S. J. (2006). Flow variability in dryland rivers: boom, bust and the bits in between. *River Research and Applications*, 22(2), 179-186.
- Bylak, A. (2018). The effects of brown trout (*Salmo trutta morpha fario*) on habitat selection by larval Fire Salamanders (*Salamandra salamandra*): a predator-avoidance strategy. *Canadian journal of zoology*, 96(3), 213-219.
- Caldwell, J. P. (1987). Demography and life history of two species of chorus frogs (Anura: Hylidae) in South Carolina. *Copeia*, 114-127.
- Carey, C., & Alexander, M. A. (2003). Climate change and amphibian declines: is there a link?. *Diversity and distributions*, 9(2), 111-121.
- Catenazzi, A. (2015). State of the world's amphibians. *Annual review of environment and resources*, 40, 91-119.
- Clavel, J., Julliard, R., & Devictor, V. (2011). Worldwide decline of specialist species: toward a global functional homogenization?. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9(4), 222-228.
- Corn, P. S. (2005). Climate change and amphibians. *Animal Biodiversity and Conservation*, 28(1), 59-67.

- Cooper, S. D., Lake, P. S., Sabater, S., Melack, J. M., & Sabo, J. L. (2013). The effects of land use changes on streams and rivers in mediterranean climates. *Hydrobiologia*, 719, 383-425.
- Cushman, S. A. (2006). Effects of habitat loss and fragmentation on amphibians: a review and prospectus. *Biological conservation*, 128(2), 231-240.
- Datry, T., Larned, S. T., & Tockner, K. (2014). Intermittent rivers: a challenge for freshwater ecology. *BioScience*, 64(3), 229-235.
- Davic, R. D., & Welsh Jr, H. H. (2004). On the ecological roles of salamanders. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, 35, 405-434.
- Díaz-Paniagua, C. (1992). Variability in timing of larval season in an amphibian community in SW Spain. *Ecography*, 15(3), 267-272.
- Dixon, P. (2003). VEGAN, a package of R functions for community ecology. *Journal of vegetation science*, 14(6), 927-930.
- Donald, P. F., & Evans, A. D. (2006). Habitat connectivity and matrix restoration: the wider implications of agri-environment schemes. *Journal of applied ecology*, 43(2), 209-218.
- Duellman, W. E., & Trueb, L. (1994). *Biology of amphibians*. JHU press.
- Dunn, O. J. (1964). Multiple comparisons using rank sums. *Technometrics*, 6(3), 241-252.
- Falcucci, A., Maiorano, L., & Boitani, L. (2007). Changes in land-use/land-cover patterns in Italy and their implications for biodiversity conservation. *Landscape ecology*, 22, 617-631.
- Ferreira, M., & Beja, P. (2013). Mediterranean amphibians and the loss of temporary ponds: Are there alternative breeding habitats?. *Biological Conservation*, 165, 179-186.
- Fisher, R. A. (1928). *Statistical methods for research workers* (No. 5). Oliver and Boyd.
- García-Muñoz, E., Gilbert, J. D., Parra, G., & Guerrero, F. (2010). Wetlands classification for amphibian conservation in Mediterranean landscapes. *Biodiversity and Conservation*, 19, 901-911.
- García-Salmerón, A., Maluquer-Margalef, J., Rivera, X., & Pujol-Buxó, E. (2022). *Els amfibis dels Països Catalans*. Barcelona: Brau.
- Gasith, A., & Resh, V. H. (1999). Streams in Mediterranean climate regions: abiotic influences and biotic responses to predictable seasonal events. *Annual review of ecology and systematics*, 30(1), 51-81.
- Gibbs, K. E., Mackey, R. L., & Currie, D. J. (2009). Human land use, agriculture, pesticides and losses of imperiled species. *Diversity and Distributions*, 15(2), 242-253.
- Giner, G. & Torres-Orriols, N. (2021). *Manual d'interpretació, conservació, restauració i creació d'hàbitats aquàtics i terrestres per a l'herpetofauna*. Societat Catalana d'Herpetologia.
- Gomez-Mestre, I., & Díaz-Paniagua, C. (2011). Invasive predatory crayfish do not trigger inducible defences in tadpoles. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 278(1723), 3364-3370.
- Gomez-Mestre, I. (2014). *Sapo corredor—Epidalea calamita* (Laurenti, 1768).
- Guerra, C., & Aráoz, E. (2015). Amphibian diversity increases in an heterogeneous agricultural landscape. *Acta Oecologica*, 69, 78-86.
- Hotelling, H. (1933). Analysis of a complex of statistical variables into principal components. *Journal of educational psychology*, 24(6), 417.
- Kruskal, W. H., & Wallis, W. A. (1952). Use of ranks in one-criterion variance analysis. *Journal of the American statistical Association*, 47(260), 583-621.

- Larned, S. T., Datry, T., Arscott, D. B., & Tockner, K. (2010). Emerging concepts in temporary-river ecology. *Freshwater Biology*, 55(4), 717-738.
- Levene, H. (1960). Robust tests for equality of variances. *Contributions to probability and statistics*, 278-292.
- McCullagh, P. (2019). *Generalized linear models*. Routledge.
- Menció, A., & Mas-Pla, J. (2010). Influence of groundwater exploitation on the ecological status of streams in a Mediterranean system (Selva Basin, NE Spain). *Ecological Indicators*, 10(5), 915-926.
- Mori, E., Menchetti, M., Camporesi, A., Caviglioli, L., Tabarelli de Fatis, K., & Girardello, M. (2019). License to kill? Domestic cats affect a wide range of native fauna in a highly biodiverse Mediterranean country. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 7, 469719.
- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., Da Fonseca, G. A., & Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403(6772), 853-858.
- Nunes, A. L., Orizaola, G., Laurila, A., & Rebelo, R. (2014). Rapid Evolution of Antipredator Defenses in Frogs. *Bulletin of the Ecological Society of America*, 95(4), 451-456.
- Oksanen, J. (2010). *Vegan: community ecology package*. <http://vegan.r-forge.r-project.org/>.
- Olden, J. D., & Rooney, T. P. (2006). On defining and quantifying biotic homogenization. *Global Ecology and Biogeography*, 15(2), 113-120.
- Oteiza, A. G., Barrio, I. G., Pilarte, X. R., Martínez, A. L., Quintas, C. C., & Fernández, A. (2019). Seguimiento de anfibios en espacios protegidos del País Vasco y Navarra: II. Parque Natural de las sierras de Urbasa y Andía y Zonas Especiales de Conservación de la sierra de Aralar y Roncesvalles-Selva de Irati (Navarra). *Munibe Ciencias Naturales. Natur zientziak*, (67), 75-91.
- Pearson, K. (1901). LIII. On lines and planes of closest fit to systems of points in space. *The London, Edinburgh, and Dublin philosophical magazine and journal of science*, 2(11), 559-572.
- Pérez, I. (2017). La quitridiomicosi a la comunitat d'amfibis del massís de les Gavarres.
- Prat, N., Fortuño, P., & Rieradevall, M. (2009). *Manual d'utilització de l'Índex d'Hàbitat Fluvial (IHF)*. Diputació Barcelona.
- Priyadarshana, T. S., Martin, E. A., Sirami, C., Woodcock, B. A., Goodale, E., Martínez-Núñez, C., ... & Slade, E. M. (2024). Crop and landscape heterogeneity increase biodiversity in agricultural landscapes: A global review and meta-analysis. *Ecology Letters*, 27(3), e14412.
- Puig-Gironès, R., & Real, J. (2022). A comprehensive but practical methodology for selecting biological indicators for long-term monitoring. *Plos one*, 17(3), e0265246.
- Pujol-Buxó, E., Riaño, G. M., & Llorente, G. A. (2019). Mild segregation in the breeding preferences of an invasive anuran (*Discoglossus pictus*) and its main native competitor (*Epidalea calamita*) in ephemeral ponds. *Amphibia-Reptilia*, 40(4), 425-435.
- Pujol-Buxó, E., Baena, O., Villero, D., García-Salmerón, A., & Mora, C. (2023). *Manual tècnic del Seguiment d'Amfibis Comuns de Catalunya*. Societat Catalana d'Herpetologia.
- R Core Team. (2024). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing. URL: <https://www.R-project.org/>
- Richter-Boix, A., Llorente, G. A., & Montori, A. (2006). A comparative analysis of the adaptive developmental plasticity hypothesis in six Mediterranean anuran species along a pond permanency gradient. *Evolutionary Ecology Research*, 8(6), 1139-1154.
- Rodríguez, M. Á., Belmontes, J. A., & Hawkins, B. A. (2005). Energy, water and large-scale patterns of reptile and amphibian species richness in Europe. *Acta Oecologica*, 28(1), 65-70.

- Sabater, S., Elosegi, A., Feio, M. J., Gómez, R., Graça, M. A., Muñoz, I., ... & Romani, A. M. (2022). The Iberian Rivers. In *Rivers of Europe* (pp. 181-224). Elsevier.
- Saguer, E. (2010). Cultivar l'estany. Un assaig d'avaluació del dessecament de l'estany d'Ullastret durant la segona meitat del segle XIX. *Estudis d'història agrària*, 175-192.
- Sajjad, A., Rais, M., Ali, S. M., Imtiaz, M., Khan, M. I. A., Islam, A., & Qadir, W. (2021). Urban herpetofauna and public attitude towards their conservation in Rawalpindi and Islamabad, Pakistan. *International Journal of Conservation Science*, 12(4), 1503-1514.
- Saura-Mas, S., & Benejam, L. (2019). Effects of the invasive crayfish *Procambarus clarkii* on growth and development of *Pelophylax perezi* tadpoles in field conditions. *Animal Biodiversity and Conservation*, 42(2), 245-252.
- Schneider, D. W., & Frost, T. M. (1996). Habitat duration and community structure in temporary ponds. *Journal of the North American Benthological Society*, 15(1), 64-86.
- Scott, N. J., Crump, M. L., Zimmerman, B. L., Jaeger, R. G., Inger, R. F., Corn, P. S., ... & Altig, R. (1994). Standard techniques for inventory and monitoring. Measuring and monitoring biological diversity. *Standard methods for amphibians*/Heyer, W. Ronald.
- Semlitsch, R. D. (2000). Principles for management of aquatic-breeding amphibians. *The journal of wildlife management*, 615-631.
- Serrano, L., Díaz-Paniagua, C., Gomez-Rodriguez, C., Florencio, M., Marchand, M. A., Roelofs, J. G. M., & Lucassen, E. C. H. E. T. (2016). Susceptibility to acidification of groundwater-dependent wetlands affected by water level declines, and potential risk to an early-breeding amphibian species. *Science of the Total Environment*, 571, 1253-1261.
- Shannon, C. E. (1948). A mathematical theory of communication. *The Bell system technical journal*, 27(3), 379-423.
- Shapiro, S. S., & Wilk, M. B. (1965). An analysis of variance test for normality (complete samples). *Biometrika*, 52(3-4), 591-611.
- Snodgrass, J. W., Komoroski, M. J., Bryan Jr, A. L., & Burger, J. (2000a). Relationships among isolated wetland size, hydroperiod, and amphibian species richness: implications for wetland regulations. *Conservation biology*, 14(2), 414-419.
- Snodgrass, J. W., Bryan Jr, A. L., & Burger, J. (2000). Development of expectations of larval amphibian assemblage structure in southeastern depression wetlands. *Ecological Applications*, 10(4), 1219-1229.
- Stuart, S. N., Chanson, J. S., Cox, N. A., Young, B. E., Rodrigues, A. S., Fischman, D. L., & Waller, R. W. (2004). Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide. *Science*, 306(5702), 1783-1786.
- Skoulikidis, N. T., Sabater, S., Datry, T., Morais, M. M., Buffagni, A., Dörflinger, G., ... & Tockner, K. (2017). Non-perennial Mediterranean rivers in Europe: status, pressures, and challenges for research and management. *Science of the Total Environment*, 577, 1-18.
- The IUCN Red List of Threatened Species. (s. f.). IUCN Red List of Threatened Species. Recuperat 16 de maig de 2024, de <https://www.iucnredlist.org/en>
- Trenberth, K. E. (2011). Changes in precipitation with climate change. *Climate research*, 47(1-2), 123-138.
- Tukey, J. W. (1949). Comparing individual means in the analysis of variance. *Biometrics*, 99-114.
- Wickham, H. (2016). *Data analysis* (pp. 189-201). Springer International Publishing.
- Zamora, L., & Moreno, R. (2003). Distribució i avaluació de les poblacions de peixos a la conca del riu Daró (Girona). *Scientia gerundensis*, (26), 15-28.