Universitat de Girona
Facultat de Ciències

Memòria del Treball de Fi de Grau

Caracterització poblacional de la tortuga de rierol al riu Orlina: perspectives de futur

.

Estudiant: **Jaume Vilaseca Iglesias**

Correu electrònic: jaumevilaseca2000i@gmail.com

Doble grau en Biologia i Ciències Ambientals

Tutor: **Marc Franch Quintana**

Correu electrònic: marc.franch@udg.edu

Cotutor: **Roger Puig Gironès**

Correu electrònic: roger.puig@udg.edu

Empresa/Institució: Universitat de Girona

Vistiplau tutor:

MARC FRANCH QUINTANA - DNI 43679919K

Digitally signed by MARC FRANCH QUINTANA - DNI 43679919K
Date: 2025.02.20 18:27:18 +01'00'

Nom del Tutor: Marc Franch Quintana

Data de dipòsit de la memòria a través de la plataforma de TFG: 20 de febrer de 2025

AGRAÏMENTS

Primer de tot agrair a les circumstàncies favorables del meu entorn, de la història i de la natura que han permès que això sigui possible. És a dir, no passo fam ni grans misèries, i la vida a la terra així com l'evolució dels quelonis, la geografia i el planeta m'han dut a viure en territori de tortugues, Catalunya. Les tortugues que ja de ben petit estimo. Animals tranquils, que demanen poc, de gran bellesa i que arran de la seva docilitat s'han convertit sobretot en la història més recent objecte de col·leccionisme vivent, amenaçant les poblacions naturals, tant pel furtivisme com per la desordenació de la corologia pròpia de les espècies, desplaçant amunt i avall allà on poden viure; comprometent el fruit de l'evolució del medi viu que són els ecosistemes; desfets d'aquests, la terra nua insípida, els geòlegs es moririen també i les matemàtiques romandrien en el món de les idees.

Per tu mare que m'has portat fins aquí, ara ja em deslleto i començo a donar peu al meu propi camí; sempre seràs l'autoria més gran d'aquest treball. Pare, tu sempre tan esperançador, ara ja puc dir que si.

Míriam i Toni, gràcies per ajudar a comprar l'ordinador que ara utilitzo, el tractaré amb cura.

Per en Marc Franch, tan exigent i tan savi, eloqüent, una bella persona i quan entregui el treball un bon amic. Sembla sempre tenir resposta a les ràfegues de preguntes sobre el món natural i la vida. He après molt.

Roger Puig, gràcies per la teva ajuda en orientar-me en el anàlisis estadístic. Tot un món. Se que em vas dir que no t'hi inclogués aquí...je je

Per tu Xavi, per ser un gran amic amb una gran filosofia vital i gran voluntat, incloure'm en el teu treball final, ara et recordo a tu també.

Júlia, companya de pis, mestre, i gran persona, per compartir les ganes d'aprendre amb mi l'*Excel* i donar-me suport algun dels meus dubtes més sensibles.

Per a tota la família i amics que m'han donat suport en els dies grisos i en els més assolellats; incondicionals: Elias, Luca, Judit, Danilo, Franchesco, Iaia Bernadeta, i avis.

Pels fantàstics companys de pis que m'han fet passar els dies més agradables, Max i Pau.

Per últim, dedico aquest treball també al Toni Escribano el qual serà el seu regal d'aniversari.

Per l'amor a la vida que la tristesa m'ha dut a prendre partida, de les coses que valen la pena. Incomptables ocells m'han cantat aquesta cançó! Recordant a Joan Miquel Oliver:

Perquè sou uns animals, perquè sou els meus germans, us estimo a tots igual!

Jaume*t*

Girona, febrer del 2025

ÍNDEX

RESUM I

RESUMEN II

ABSTRACT III

REFLEXIÓ ÈTICA, SOSTENIBILITAT I PERSPECTIVA DE GÈNERE IV

ÈTICA IV

SOSTENIBILITAT IV

PERSPECTIVA DE GÈNERE IV

1. INTRODUCCIÓ 1

2. OBJECTIVES AND HYPOTHESIS 3

3. MATERIALS I MÈTODES 4

3.1. ÀREA D'ESTUDI 4

3.2. ESPÈCIE D'ESTUDI 5

3.3. TREBALL DE CAMP 6

3.4. ANÀLISI DE DADES 9

3.5. PERMISOS DE CAPTURA CIENTÍFICA 11

4. RESULTATS 12

4.1. DESCRIPCIÓ BÀSICA 12

4.2. ESTRUCTURA POBLACIONAL I BIOMETRIA. 14

4.3. DEMOGRAFIA POBLACIONAL 17

5. DISCUSSIÓ 21

6. CONCLUSIONS 26

7. BIBLIOGRAFIA 27

RESUM

La Tortuga de Rierol (*Mauremys leprosa*) és una de les dues tortugues d'aigua dolça de la Península Ibèrica, distribuïda també al nord d'Àfrica i sud de França. En el passat, les seves poblacions van patir una forta davallada per l'impacte humà, com la fragmentació i pèrdua d'hàbitats, captura i comerç indiscriminat. Actualment protegida per llei a Espanya, es considera una espècie vulnerable, tot i que en expansió a Catalunya. Tanmateix, les amenaces persisteixen i, amb el canvi climàtic, el seu futur és incert.

Aquest estudi analitza l'estat de conservació de *M. leprosa* al riu Orlina (Alt Empordà), caracteritzant la població segons estructura per talla i sexe, proporció entre sexes i classes d'edat (juvenils/adults), biometria, mida i dinàmica poblacional. Es comparen les dades actuals amb les d'anys anteriors: 2001, 2003, 2006 i 2008.

La metodologia utilitzada ha estat la Captura, Marcatge i Recaptura (CMR) amb nanses d'elaboració pròpia. Això ha permès identificar el sexe, la classe d'edat i obtenir la biometria. Les dades de recaptura s'han introduït al programa *MARK*™ juntament amb les d'anys anteriors, permetent estimar la mida poblacional i la superpoblació del període 2001-2024, així com la dinàmica de la població a través dels paràmetres de supervivència, capturabilitat i probabilitat d'entrada de nous individus.

L'estructura de la població s'ha comparat gràficament entre anys i pel total del període mitjançant piràmides poblacionals per talla i grup (juvenils, mascles i femelles). La *sex-ratio* i la proporció juvenils-adults s'han contrastat estadísticament a través de la prova de khi-quadrat i el test exacte de Fisher. Les dades biomètriques i les estimacions poblacionals entre anys s'han comparat mitjançant *ANOVA*.

Els resultats mostren una població ben estructurada però més envellida, amb individus adults de talla més gran i menys juvenils respecte els altres anys. La *sex-ratio* el 2024 està més esbiaixada cap als mascles que durant la primera dècada del 2000. Les estimacions de població indiquen una disminució al llarg del període estudiat, tot i que no significativa.

La conservació dels ecosistemes aquàtics i la interconnexió entre poblacions són clau per a la supervivència de *M. leprosa* a l'Alt Empordà en el futur.

Paraules clau: *Mauremys leprosa*, conservació, Alt Empordà, Captura-Marcatge-Recaptura, estructura poblacional, *sex-ratio*, dinàmica poblacional, programa *MARK*.

RESUMEN

El Galápago leproso (*Mauremys leprosa*) es una de las dos tortugas de agua dulce de la Península Ibérica, distribuida también en el norte de África y el sur de Francia. En el pasado, sus poblaciones sufrieron un fuerte descenso debido al impacto humano, como la fragmentación y pérdida de hábitats, la captura y el comercio indiscriminado. Actualmente protegida por ley en España, se considera una especie vulnerable, aunque en expansión en Cataluña. Sin embargo, las amenazas persisten y, con el cambio climático, su futuro es incierto.

Este estudio analiza el estado de conservación de *M. leprosa* en el río Orlina (Alt Empordà), caracterizando la población según la estructura por talla y sexo, la proporción entre sexos y clases de edad (juveniles/adultos), la biometría, el tamaño y la dinámica poblacional. Se comparan los datos actuales con los de años anteriores: 2001, 2003, 2006 y 2008.

La metodología utilizada ha sido la Captura, Marcaje y Recaptura (CMR) con nasas de elaboración propia. Esto ha permitido identificar el sexo, la clase de edad y obtener la biometría. Los datos de recaptura se han introducido en el programa *MARK*™ junto con los de años anteriores, permitiendo estimar el tamaño poblacional y la superpoblación del período 2001-2024, así como la dinámica de la población a través de los parámetros de supervivencia, capturabilidad y probabilidad de entrada de nuevos individuos.

La estructura de la población se ha comparado gráficamente entre años y para el total del período mediante pirámides poblacionales por talla y grupo (juveniles, machos y hembras). La *sex-ratio* y la proporción juveniles-adultos se han contrastado estadísticamente a través de la prueba de chi-cuadrado y el test exacto de Fisher. Los datos biométricos y las estimaciones poblacionales entre años se han comparado mediante *ANOVA*.

Los resultados muestran una población bien estructurada pero más envejecida, con individuos adultos de mayor talla y menos juveniles respecto a otros años. La sex-ratio en 2024 está más sesgada hacia los machos que durante la primera década de los 2000. Las estimaciones de población indican un descenso a lo largo del período estudiado, aunque no significativo.

La conservación de los ecosistemas acuáticos y la interconexión entre poblaciones son clave para la supervivencia de *M. leprosa* en el Alt Empordà en el futuro

Palabras clave: *Mauremys leprosa*, conservación, Alt Empordà, Captura-Marcage-Recaptura, estructura poblacional, *sex-ratio*, dinámica poblacional, programa *MARK*.

ABSTRACT

The Mediterranean pond turtle (*Mauremys leprosa*) is one of the two freshwater turtles of the Iberian Peninsula, also distributed in North Africa and southern France. In the past, its populations suffered a sharp decline due to human impact, including habitat fragmentation and loss, capture, and indiscriminate trade. Currently protected by law in Spain, it is considered a vulnerable species, although expanding in Catalonia. However, threats persist, and with climate change, its future remains uncertain.

This study analyses the conservation status of *M. leprosa* in the Orlina River (Alt Empordà), characterizing the population based on size and sex structure, sex ratio, age classes proportions (juveniles/adults), biometrics, population size, and dynamics. Current data are compared with those from previous years: 2001, 2003, 2006, and 2008.

The methodology used was Capture-Mark-Recapture (CMR) with custom-made traps. This allowed for the identification of sex, age class, and biometric measurements. Recapture data were entered into the MARK™ program along with data from previous years, enabling the estimation of population size and superpopulation for the period 2001-2024, as well as population dynamics through survival, capture probability, and recruitment parameters.

The population structure was graphically compared across years and for the entire period using population pyramids by size and group (juveniles, males, and females). The sex ratio and juvenile-to-adult proportion were statistically tested using the chi-square test and Fisher's exact test. Biometric data and population estimates were compared between years using *ANOVA*.

The results show a well-structured but aging population, with larger adult individuals and fewer juveniles compared to other years. The sex ratio in 2024 is more skewed towards males tan the first decade of the 2000s. Population estimates indicate a slight decline over the study period, although not statistically significant.

The conservation of aquatic ecosystems and connectivity between populations are key to the future survival of *M. leprosa* in Alt Empordà.

Keywords: *Mauremys leprosa*, conservation, Alt Empordà, Capture-Mark-Release, population structure, sex-ratio, population dynamics, MARK program.

REFLEXIÓ ÈTICA, SOSTENIBILITAT I PERSPECTIVA DE GÈNERE

ÈTICA

En tots els estudis a camp existeix innegablement un impacte amb el medi ja que es inherent a la interacció humà-natura; ara be aquest impacte pot ser també mínim. En el nostre cas la metodologia emprada es centra en el mètode de captura, marcatge i recaptura. Aquest marcatge es realitza mitjançant marques erosives. Comptant amb l'error humà aquestes potencialment poden provocar lesió i infecció o afectar en la capacitat de resistència de la closca. A la pràctica tenim en compte la mida de la tortuga a la hora d'assignar codis constituïts per nombres que impliquen generar més osques.

SOSTENIBILITAT

La finalitat d'aquest estudi és en essència la voluntat de contribuir en la preservació de la biodiversitat en tant que pretén valorar l'estat de conservació d'una de les tres tortugues terrestres autòctones de la península ibèrica, la tortuga de rierol *Mauremys leprosa*, al riu Orlina. L'actualització del coneixement sobre l'estat de conservació d'una espècie a nivell regional com és Catalunya pot fer efectiva un canvi en la figura de protecció i l'execució de programes de conservació necessaris.

A nivell material s'ha utilitzat un volum reduït d'aparells els quals tenen una vida útil llarga, com la bascula i peu de rei. Les nanses de captura es poden reparar amb certa facilitat amb materials com malla de galliner o cordills, amb quantitats mínimes. El transport ha sigut amb cotxe donada la distancia entre el lloc de residència, Girona, fins l'àrea d'estudi prop de Rabós d'Empordà, on cada jornada s'ha recorregut una distància conjunta de mes de 100 km. No era possible l'arribada amb transport públic fins a la localitat de Rabós, per tant compartir cotxe en cada trajecte entre el tutor i jo ha sigut la opció més sostenible possible.

PERSPECTIVA DE GÈNERE

La reflexió sobre la igualtat de gènere en ecologia és una qüestió crucial que no només té implicacions socials, sinó també repercussions en la manera en què abordem i comprenen els problemes ambientals. També la igualtat de gènere és un dels 17 Objectius pel Desenvolupament Sostenible.

En el món acadèmic la paritat es manté a nivell d'assoliment de títol de carrera universitària i màster amb una representació del 53% en dones, però el percentatge es veu altament reduït quan entrem al nivell de doctorat (Huyer, 2015). Aquesta situació podria haver afavorit el fet de que en el present treball tots tres participats siguin homes, l'alumne, el tutor i co-tutor.

1. INTRODUCCIÓ

Els quelonis o testudinis, un ordre de sauròpsids que va aparèixer durant el Triàsic (aprox. 200 Ma) (Ernst & Lovich, 2009), compten actualment amb unes 356 espècies (Amori & Luiselli, 2018). Algunes espècies de tortuga poden ser molt susceptible a les pressions humanes degut a la maduresa sexual tardana, taxes reproductives baixes i una alta mortalitat juvenil (Iverson, 1991; Congdon et al., 1993). Conseqüentment, a nivell mundial el 61% de les espècies es troben classificades com espècies amenaçades segons la llista vermella de la UICN (2024). La pèrdua d'hàbitat, la caça i el comerç com a animals de companyia són les principals amenaces que han d'afrontar els quelonis a escala global (Rhodin et al., 2018).

Les tortugues d'aigua dolça comprenen la major part de les especies existents de quelonis (Bour, 2008) trobant-se amenaçades per la pèrdua d'hàbitats aquàtics i zones de nidificació terrestres, canvis en la disponibilitat d'aliments, bloqueig del moviment causats per preses (Bárcenas-García et al., 2022) i la seva recol·lecció (Bour, 2008). A la mediterrània occidental però, només trobem dos especies autòctones: la Tortuga de Rierol (*Mauremys leprosa)* i la Tortuga d'Estany (*Emys orbicularis*) (Temple & Cox, 2009) i les seves principals amenaces són l'alteració, fragmentació i pèrdua d'hàbitat, la introducció d'espècies exòtiques invasores i l'impacte per translocacions intraespecífiques (Franch, 2016).

La Tortuga de Rierol, *Mauremys leprosa* (Schweigger, 1812), és un queloni endèmic de la conca Mediterrània occidental pertanyent a la família Geoemydidae. Existeixen sis espècies més dins el gènere *Mauremys* totes habitants de la regió paleàrtica. D'aquestes, només tres *M. leprosa, M. rivulata i M. caspica* tenen com a distribució natural la regió mediterrània (Fritz, 2001).

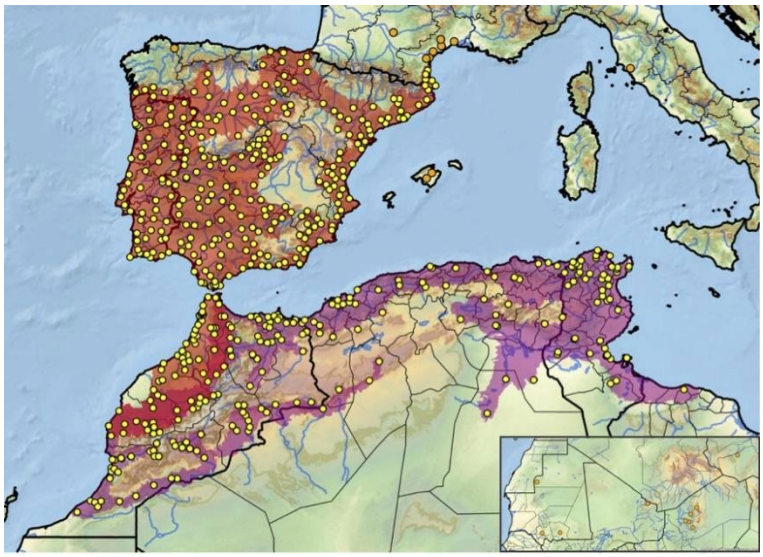


Figura 1. Mapa de la distribució de *M. leprosa*. Els punts grocs corresponen a les poblacions natives. Els punts taronges corresponen a poblacions relictes aïllades (Sàhara) o poblacions translocades. En vermell la subespècie *M. leprosa leprosa* i amb color violeta *M. leprosa saharica*. En vermell fosc la zona de solapament entre les dos subespècies. Es desconeix la subespècie en les regions internes al Sàhara (Bertolero & Busack, 2017).

M. leprosa, es distribueix des de la península Ibèrica, nord-oest d'Àfrica a Líbia, Tunísia, Algèria i el Marroc (Bertolero & Busack, 2017) i poblacions aïllades a Mauritània i Níger amb una població a Mali: així com també poblacions introduïdes a Itàlia a la província de Grosseto

i a l'illa de Mallorca (Figura 1). Al sud de França es troben les poblacions més septentrionals de l'espècie, les més importants situades a les Vall del Tec i Ribera de Vallàuria tot i que es troben poblacions al llarg del litoral francès fins arribar a la Vall del Roine (Courmont & De Sousa, 2011).

A les poblacions del nord-est peninsular (Catalunya i nord del País Valencià) l'espècie es distribueix fins als 900 m d'altitud en vessants sud (Franch et al., 2015) i fins a poc més de 1250 m a la resta de la Península, ocupant els pisos termo i mesomediterranis (Segurado et al., 2005). Habita cursos preferentment amb vegetació de ribera, amb baix cabal o cabal intermitent i crescudes estacionals importants d'acord amb el règim pluviomètric irregular mediterrani (Le Gal et al., 2023). La cobertura de vegetació, tant aèria com submergida es relaciona positivament amb una major presència de l'espècie i negativament amb la intensitat del corrent (Segurado, 2000).

La tendència demogràfica de l'espècie a Catalunya és positiva en relació a la resta de la península (Franch et al., 2015). Des del 1908 fins el 2013 l'àrea de distribució de l'espècie a Catalunya ha augmentat pràcticament un 35%, amb un aïllament cada cop menor entre les poblacions (Franch et al., 2015).

L'estat de conservació de l'espècie a nivell mundial segons la UICN es cataloga com a gairebé vulnerable (UICN, 2024). En l'àmbit europeu és considerada com a vulnerable en la "Red List of European Reptiles" (Temple & Coxe, 2009) inclosa a l'annex II del conveni de Berna (1979) i en els annexos II i IV de la directiva hàbitats 92/43/CEE, i parcialment protegida per la Xarxa Natura 2000. En l'àmbit Espanyol la seva protecció es troba emparada per la llei 42/2007 on s'inclou en el "Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial" i en el "Catalogo Español de Especies Amenazadas", inclosa en "Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España" de 2002. A Catalunya es troba protegida per el decret legislatiu 2/2008, de protecció dels animals, i pel Decret 172/2022, de 20 de setembre, del Catàleg de fauna salvatge autòctona amenaçada i de mesures de protecció i de conservació de la fauna salvatge autòctona protegida.

L'impacte de la contaminació de l'aigua per abocament d'aigües residuals urbanes (produint eutrofització) sobre *M. leprosa* no és clar, divergint segons la bibliografia, trobant efectes negatius sobre la condició corporal, metabolisme i reproducció (Thompson et al., 2018; Slimani et al., 2018; Héritier et al., 2017), alhora que poblacions grans i ben estructurades en ambients altament contaminats, suggerint un benefici alimentari de la fracció orgànica (Gahmous et al., 2022; Hassani et al., 2019; Le Gal et al., 2023); demostrant una forta adaptació a la contaminació (Hassani et al., 2019).

El present estudi pretén caracteritzar la població de tortuga de rierol al riu Orlina, en un tram d'aproximadament 500 metres del riu a la localitat de Rabós d'Empordà. Aquest estudi, és una actualització del coneixement existent del estat d'aquesta població ja estudiada anteriorment per Vroom, T. (1978-1981), i Franch, (2000 - 2016). Encara que en els últims anys l'espècie ha tendit a expandir-se per territori català i a fer-se més abundant (Franch, 2016) aquesta situació pot canviar ja que segueix trobant-se sota moltes pressions.. Conèixer l'estat actual de les poblacions és clau per a la conservació, ja que les tendències demogràfiques són canviants, cal poder actuar amb temps.

2. OBJECTIVES AND HYPOTHESIS

Since the 1980s, several studies have been carried out on the population of *M. leprosa* in the Orlina River (Alt Empordà), indicating that the population was in a good state of conservation. Thus, it is expected that the population has a similar conservation status, in good condition, well structured, with good size, a good number of population numbers and a good sex ratio.

The biometric and capture data from the 2001, 2003, 2006, and 2008 field campaigns are used for statistical comparisons and population estimates. These campaigns were conducted by Franch.

Therefore, the following hypothesis is put forward for the study:

The population of *Mauremys leprosa* is in a good state of conservation, is reproductive with a good population size and presence of juveniles and a good proportion between males and females.

The main objective of the study is to determine the conservation status of the Mediterranean pond turtle population in the Orlina River. To achieve this purpose, three secondary objectives have been defined:

a. Characterisation of the population according to morphometric parameters for males, females, and juveniles, determine the population structure by elaborating a population pyramid by age and sex, determine the proportion of males/females and juveniles.

b. To compare the current population with data from previous studies carried out on the same population.

c. Determine the population size and population parameters such as survival, migration, or mortality, among others, if necessary for the characterization of the population dynamics with the data obtained and for different years and compare them.

3. MATERIALS I MÈTODES

3.1. ÀREA D'ESTUDI

L'Albera és una serra situada a l'extrem oriental del Pirineu, a la comarca del Alt Empordà. En aquesta, hi neixen cursos d'aigua de poc cabal molt lligats al règim pluviomètric típic del clima mediterrani. L'àrea d'estudi s'ubica en un tram del riu Orlina, aquest és afluent del riu Muga, neix a la serra de l'Albera i s'estén fins a la plana empordanesa, travessant la unitat paisatgística dels Aspres, caracteritzat per un relleu suau i irregular amb presència de petits turons i altiplans. La capçalera del riu Orlina és Reserva Natural Parcial des de l'any 1987 degut a l'excepcional estat de conservació de l'ecosistema. Aquesta reserva forma part del Paratge Natural d'Interès Nacional de la Serra de l'Albera, inclòs dins l'Espai d'Interès Natural de l'Albera i Xarxa Natura 2000 (Generalitat de Catalunya, Parcs naturals de Catalunya, 2025).

L'àrea d'estudi comprèn el riu l'Orlina des de la zona just a sota el pont de Rabós (part superior de l'àrea marcada) fins poc abans del gual de la carretera de Sant Quirze (part inferior), en un tram lineal de 500 m (Figura 2).

Figura 2. Ortofotoimatge actual de l'Orlina just després de Rabós, àrea aproximada d'estudi (vermell). Polígon elaborat a partir del Visor Cartogràfic (Hipermapa) de Catalunya (Institut Cartogràfic i Geològic de Catalunya [ICGC], 2025).

La zona d'estudi queda encaixada entre parets rocoses amb força pendent pròxim a la verticalitat. Dins el congost s'hi desenvolupa bosc de ribera, assegut sobre material sedimentari de terrasses fluvials i codolars, molt afectat per avingudes recurrents, capaces de modular el paisatge (ICGC, 2025). Els punts de captura es troben a una altura d'entre 47 i 86 metres sobre el nivell del mar (Taula 1) i el seu clima de tipus mediterrani es troba fortament condicionat per la tramuntana que és un vent sec i fred (Franch, 2003), amb una precipitació mitjana anual de 620,8 mm, i una temperatura mitjana anual de 15,6 ºC a la població veïna d'Espolla en el període 2007-2016 (Servei Meteorològic de Catalunya, climatologia XEMA, 2025).

Aquest tram de l'Orlina es caracteritza per presentar una llera rocosa formant masses d'aigua alentida i de més profunditat, idoni per a l'espècie. Des del darrer estudi al 2011 (Meyer et al.,

2015) el bosc de ribera ha crescut i es troba força desenvolupat (Franch com. pers.) (Figura 3).

Taula 1. Coordenades dels punts de captura (UTM ETRS89, 31N). L'ordre dels diferents punts és en sentit descendent del riu, excepte el punt NO5 que queda aigües amunt del punt NO4.

Punt de captura	Coord. X (m)	Coord. Y (m)	Altura (m)
NO1	502521,48	4691657,21	85,64
NO2	502515,62	4691624,23	74,64
NO3	502544,28	4691562,05	49,61
NO4	502542,41	4691467,10	47,82
NO5	502551,23	4691446,08	56,29

Figura 3. Punt de mostreig on s'hi observa la vegetació de ribera a principis de primavera (25-28 de març). Font: elaboració pròpia.

3.2. ESPÈCIE D'ESTUDI

L'espècie és de mida mitjana, presentant talles màximes absolutes de 210 mm en mascles (Pérez-Santigosa, 2007) i en femelles de 239,5 mm (Franch, 2007), encara que generalment en els adults les talles màximes ronden entre 167 mm en mascles i fins 196 mm en femelles (Bertolero & Busack, 2017). Presenten un cos deprimit dorsoventralment com a adaptació a la vida aquàtica (Díaz-Paniagua et al., 2015). La gualdrapa, la part superior de la closca, és de vora llisa i en adults joves presenten tres crestes que desapareix amb la maduresa (Díaz-Paniagua et al., 2015). La coloració de la gualdrapa és entre verda oliva a marró amb taques vermelloses que van desapareixent amb l'edat i es troba fortament unida al plastró, de color més clar (Figura 4), per un pont ossi (Díaz-Paniagua et al., 2015). En individus joves ressalten línies ataronjades a groguenques al coll , al cap i a les extremitats així com un punt ataronjat a la galta, caràcter que també perd intensitat amb l'edat (Franch, 2003). Els mascles solen tenir una mida i un pes menor que les femelles i un plastró tendint a la concavitat, forma que facilita arribar a la posició de còpula (Díaz-Paniagua et al., 2015), en canvi les femelles proporcionalment a la talla presenten una gualdrapa més alta i ample, així com un plastró més llarg i ample (Figura 4). Aquesta condició en les femelles tal i com passa amb altres espècies de quelonis, és seleccionat naturalment al permetre una major fecunditat, ja que permet una major volum abdominal i permet encabir una posta més gran (Díaz-Panaigua et al., 2015). Un altre caràcter dimòrfic és la longitud precloacal de la cua, que en mascles és més llarga (Franch, 2003; Loulida, 2021).

Figura 4. Exemplars adults de *Mauremys leprosa* vista plastral. Mascle més petit i amb la cua més ample i llarga (dreta) i femella (esquerre). S'observa com en el mascle la meitat posterior del plastró s'estreny adoptant una forma aguda. Font: elaboració pròpia.

La sortida de la hivernació en les tortugues de rierol es produeix a partir de l'ascens de 9ºC de temperatura de l'aigua (Franch, 2003), i per sobre dels 15 ºC la majoria d'individus estan actius (Pérez-Santigosa, 2007) encara que falten estudis al respecte. Aquest canvi ambiental d'activació es produiria a mitjans de febrer (Figura 5).

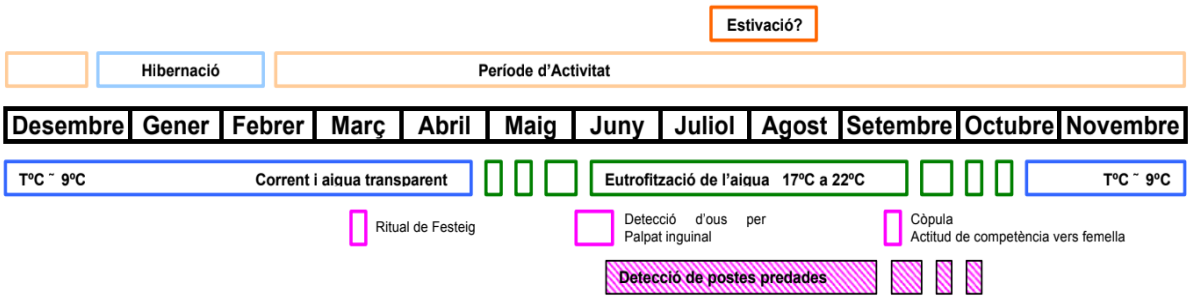


Figura 5. Quadre d'activitat de *Mauremys leprosa* al llarg de l'any a l'Orlina a Rabós d'Empordà. (Font: Franch, 2003).

3.3. TREBALL DE CAMP

Al llarg de l'any 2024 s'han realitzat dues campanyes de camp de 4 dies, una al mes de març, els dies 25 al 28 i l'altre al maig, els dies 27 al 30.

La captura es realitza mitjançant mètodes passius, utilitzant trampes de tipus nansa amb esquer (sardina) (Figura 6). Aquestes trampes consisteixen en una malla que es disposa en embut amb una corda corredora que s'estreny al final, quedant dins un altre espai enreixat més ampli on les tortugues queden atrapades. Quan l'animal intenta entrar la corda corredora del final de l'embut s'obre, però un cop dins li impedeix el retorn. Aquest mateix sistema s'ha utilitzat en totes les campanyes realitzades per Franch a l'Orlina en la resta d'anys, considerat un mètode efectiu per a la captura de quelonis aquàtics (Dunham et al., 1988; Ross & Anderson, 1990; Rowe & Moll, 1991). Les dues setmanes a camp estan fora del període

d'hivernació de les tortugues on no respondrien a l'esquer i no es produirien captures per falta d'activitat, corresponents als mesos de desembre i gener principalment.

Cada dia a camp s'instal·len 5 nanses en 5 punts distribuïts al llarg de l'àrea d'estudi. Aquests punts sempre són els mateixos, la localització precisa dels quals es recull en la Taula 1**.** Les nanses (Nansa Orlina) s'identifiquen numèricament per ordre NO1, NO2, NO3, NO4 i NO5, des de la primera nansa instal·lada més al nord. L'emplaçament de les nanses s'escull en aigües tranquil·les del riu amb profunditat suficient per quedar submergides fins a la línia de flotadors (Figura 7) on la vora del riu és més accessible per a les tortugues, amb poca cobertura vegetal, on poden rebre més insolació i ser un lloc preferent d'anar a prendre el sol.

La nansa va unida a una corda que es lliga a una branca alçada de l'aigua per evitar que en un augment del corrent s'emporti la trampa aigües avall i, en el cas d'un augment del nivell de l'aigua la corda quedi submergida i la trampa no es pugui recuperar amb facilitat. S'anota l'hora en que les nanses son instal·lades i les seves coordenades. Les nanses queden en funcionament el temps que transcorre fins a la revisió al dia següent, que és d'aproximadament 24 h. El primer dia de cada campanya només es dur a terme la instal·lació de les nanses, ja que inicialment encara no tenim captures

Figura 6. Nanses de captura de elaboració personalitzada per Franch. Font: elaboració pròpia.

Figura 7. Nansa de captura instal·lada. Font: elaboració pròpia.

El dia següent a la instal·lació de les nanses aquestes són revisades per veure quina captura s'ha produït. Es comptabilitzen les captures per nansa i s'anota l'hora per controlar el temps transcorregut. Els individus son retirats de la nansa en un contenidor on s'anota el numero de nansa per tal d'identificar el punt d'extracció. Això es fa per poder retornar cada individu a la

zona on s'ha capturat, minimitzant l'impacte de la captura. Després cada individu s'identifica si correspon a una recaptura (individu marcats anteriorment) del mateix any, i es pesen. Si no ho és, es pesen, es prenen mesures morfomètriques i se'n identifica el sexe. En els resultats i anàlisis estadístic s'utilitza sempre la mesura de la primera pesada. El material utilitzat per fer les mesures va ser un peu de rei digital de 150 mm i una bascula digital d'una precisió de 0,1g. Les trampes s'instal·len de nou un cop els individus són alliberats als mateixos llocs de captura i es registra novament la hora de nova instal·lació.

La caracterització biomètrica de cada individu s'ha realitzat d'acord amb els paràmetres biomètrics utilitzats en estudis anteriors de la mateixa població (2003, 2006, 2008, 2016) aquests són: la longitud total (*nCl*), mesura de la distancia entre punta i punta de la gualdrapa, l'amplada màxima de la gualdrapa (*Cw2*), l'alçada màxima de la closca (*Ch*), la longitud del pont ossi (*Bw*), la longitud del plastró (*Pl*), i la distància entre la base de la cua i l'orifici de la cloaca (*Pcl*), també anomenat cua precloacal (Figura 8), i el pes (*Tw*).

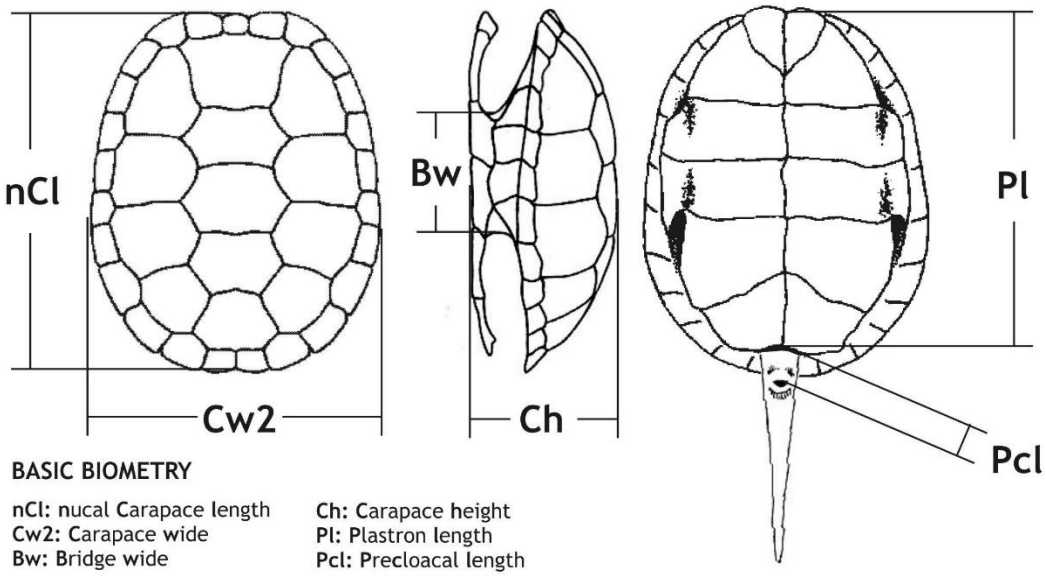
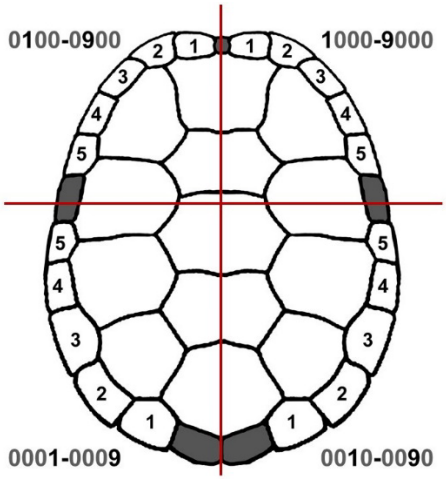


Figura 8. Mesures biomètriques utilitzades en l'estudi. Font: Franch (2003).

Per determinar el sexe dels individus es té en compte la longitud precloacal (*nCl*) juntament amb la concavitat del plastró. Els mascles tenen una longitud precloacal molt més llarga i el plastró còncau. A més la base d'on neix la cua és molt més ample en mascles que en femelles, donat que es correspon amb la cavitat des d'on s'evagina el penis. Es considera que les talles (*nCl*) mínimes per mascles són de 61,27 mm i de 88,88 mm en femelles tal com estableix Franch (2003). Els individus inferiors a aquestes llargades es consideren juvenils si bé també inclouen mascles i femelles subadults, no madurs sexualment.

Un cop preses les mesures l'individu es marca seguint un codi basat en l'assignació de dígits a cada quadrant corporal sobre el perfil exterior de les plaques marginals. Els quadrants es formen a través de dividir la gualdrapa en dos eixos, un longitudinal que divideix l'animal en dos meitats simètriques passant entre les plaques nucal i supracaudals, i un altre eix tranversal que separa les altres dos meitats passant per sobre la sisena placa marginal a contar a partir de la nucal (Figura 9). La marca a les plaques es realitza fent una incisió amb una mola elèctrica *Dremel* ® 800 (Figura 10).



Figures 9 i 10. Sistema de marcatge per osques en les plaques marginals de la gualdrapa dividit en quatre quadrants pels milers, centenes, desenes i unitats (imatge esquerre). En gris plaques sense valor assignat. Utilització de serra elèctrica per la generació de les osques (imatge dreta). Sistema utilitzat per Franch (2005).

Els números assignats per a marcar nous individus són números no utilitzats amb anterioritat en els estudis de marcatge i recaptura realitzats per Franch. Aquest codi no inclou 0 en cap posició del nombre ja que el sistema de marcatge requereix marcar valors en tots els quadrants en les plaques marginals per evitar ambigüitat en els casos d'osques, marques o desperfectes produïdes per impactes, ja que tal vegada el dany podria haver-se produït per sobre de la osca del marcatge.

3.4. ANÀLISI DE DADES

Tots els anàlisis estadístics utilitzats per assolir els objectius 1 i 2 d'aquest treball, així com la comparativa entre estimes poblacionals anuals, objectiu 3, es van realitzar en *R* versió 4.4.2 (*R Core Team*, 2024), establint un nivell de significació $\alpha = 0{,}05$. Primer s'han extret els percentatges per cada any de juvenils, mascles i femelles per al període total d'estudi 2001-2024 i per l'any 2024. Per veure diferències en la *sex-ratio* entre anys i per al període d'estudi 2001-2024 s'utilitza la prova d'independència khi-quadrat i es fan 16 tests, tants com combinacions no repetitives possibles, per tal de determinar quins anys són diferents entre si i entre el període total d'estudi de forma significativa.

La relació juvenil/adult també es compara estadísticament per anys i per el període total d'estudi a través de la prova exacta de Fisher, ja que la proporció de juvenils és molt baixa i en tests khi-quadrat per taules de contingència 2 x 2 no pot haver cap freqüència esperada menor a 5 (Nowacki, 2017). Les proves de khi-quadrat i Fisher es van realitzar utilitzant el paquet "*stats*" versió 4.4.2 del programari *R* (*R Core Team*, 2024)

Per valorar les diferències biomètriques entre anys i el període total d'estudi es fa en primer lloc una estadística descriptiva de les dades on es calcula i recull en taules les mitjanes ($\bar{X}$), valors mínims (m), màxims (M) i desviació estàndard (SD), de juvenils, mascles, femelles i del total.

Per a la comparativa estadística de les biometries entre anys i per grup, juvenils, mascles i femelles, es realitza una *ANOVA* per cada grup i variable, on l'any (2001, 2003, 2006, 2008, 2024) és el factor. Es comprova inicialment el supòsit de normalitat de les variables per a

cada any amb el test Shapiro-Wilks, i es realitzen histogrames per tal de fer un anàlisis visual de la distribució. Es realitzà la transformació logarítmica de la variable pes (*Tw*) per tal de normalitzar la seva distribució. Prèviament als testos estadístic realitats en *R*, es van eliminar les dades provinents de les recaptures analitzant sols les primeres mesures obtingudes de cada individu.

Una part molt important d'aquest treball és el marcatge d'individus i posterior reconeixement en futures recaptures per tal d'estudiar la mida i dinàmica de la població, el que es coneix com a mètode de Captura-Marcatge-Recaptura (CMR). El programa *MARK™* permet utilitzar la informació recollida en forma d'historial de captures de cada individu per estimar la població de cada grup (juvenils, mascles, femelles) a cada moment de captura, anomenada estima neta de la població (*Population estimes*, *N-hat*), la superpoblació per grup del període total d'estudi, anomenada estima bruta de la població (*Gross population estimes*, *N*hat*), i el paràmetre *N*, de la superpoblació per grup, estimada del model (*Real function*). El concepte de superpoblació s'entén com el conjunt d'individus que han existit i format part de la població en algun moment dins un període de temps determinat (Carroll et al., 2013).

Les estimes de població anual per grup es calculen com a la mitjana de les estimes *N-hat* de cada any i grup, on l'error estàndard s'obté de l'arrel quadrada de la suma quadràtica dels errors estàndards de cada grup (J, M, F) dividit per el nombre de grups (*n*= 3),

$$\sqrt{\frac{ES_J^2 + ES_M^2 + ES_F^2}{n}}$$

L'interval de confiança IC del 95% de les estimes anuals per grup es calcula com a les mitjanes dels mínim (*Lower*) i màxim (*Upper*) dels IC de totes les estimes *N-hat* del any. Les estimes de la població anual total es calculen com la suma de les poblacions estimades per any de cada grup, on l'error estàndard es calcula com l'arrel quadrada de la suma quadràtica dels errors estàndard de cada grup,

$$\sqrt{ES_J^2 + ES_M^2 + ES_F^2}$$

El programa *MARK™* també permet estimar paràmetres poblacionals com la supervivència (*phy*, *ϕ*), la probabilitat de captura (*p*), amb el supòsit que l'animal està viu i en l'àrea d'estudi, és a dir, disponible per a la captura, la probabilitat d'entrada d'individus a la població (*pent*) ja sigui per natalitat (reclutament) o bé immigració, essent considerada la població estudi una població oberta i *N* la mida de la superpoblació.

La població es considera oberta, ja que l'àrea d'estudi és un segment del riu en lloc d'una massa d'aigua aïllada. Els individus poden desplaçar-se lliurement aigües amunt o aigües avall i ocasionalment poden migrar a causa de la proximitat d'altres rieres a la zona.

Dins el programa *MARK™* s'utilitza el *POPAN model* per realitzar les estimacions dels paràmetres *phy*, *p*, *pent*, i *N*, i estimes poblacionals *N-hat* i *N*hat*. Aquest model es una adaptació del model Jolly-Seber, tots dos utilitzats per a poblacions obertes, i difereix d'aquest al introduir el concepte de superpoblació i probabilitat d'entrada (Schwarz & Arnason, 1996).

S'ha comparat estadísticament les estimes poblacionals per grup entre els diferents anys d'estudi per identificar quins grups presenten una variació de la població significativa en el temps, mitjançant un anàlisi *ANOVA* unifactorial (factor = any).

Les dades d'entrada al programa *MARK*^{TM} són una base de dades en files on cada fila correspon a un historial de captura coincident amb un o més individus d'algun dels grups al llarg de totes les dates en que s'ha mostrejat en el període 2001-2024. Per simplificar les dades hem agrupat els moments de captura per mes: 9 (19 moments de captures) en el 2001, 2 (7 captures) en el 2003, 4 (9 captures) en el 2006, 3 (4 captures) en el 2008, i 2 (6 captures) en el 2024. En total considerem 20 moments de captura corresponents a 20 mesos diferents. Entre el moment 1 i el 20 transcorren 23 anys, sent els temps entre anys no regular. El model *POPAN* també té en compte els intervals de temps entre moments de captura, que són calculats i introduïts específicament pel cas.

El model general utilitzat per el model *POPAN* és el següent:

$$\phi\,(t)\;p\,(t)\;pent\,(t)\;N$$

Cada paràmetre que conforma el model pot dependre o no del temps i del grup o bé d'ambdós. D'aquesta manera s'estableixen 64 possibles models amb totes les combinacions possibles per tal d'introduir en el programa *MARK*, indicant dins el model cada paràmetre si depèn de temps (t), de grup (g), si és constant (.) o depèn d'ambdós factors (g*t). El criteri per determinar el millor model es el valor més baix *AIC*c (*Aikaike's information Criterion* corregit), i que obté un millor ajust de les dades. S'utilitza el valor *Aikaike* corregit ja que la mida de la mostra per aquest criteri es considera petita i s'utilitza la correcció per evitar biaxos (Symonds & Moussalli, 2011).

En la taula de resultats d'ajust dels models *POPAN* podem trobar altres paràmetres d'ajust que ens serveixen també per valorar l'ajust del model, aquests són el ΔAICc que és la diferencia entre el valor més baix de *AIC*c del primer model amb els valors respectius de cada un dels següents models. El paràmetre w_i representa el pes del *AIC*c i s'interpreta com la probabilitat relativa que un model sigui el millor del conjunt considerat, tenint en compte tots els models ajustats. El model *Likelihood* és una indicació directe del ajust del model sense penalitzar per complexitat i esta inclòs en el càlcul del *AIC*c, amb un valor màxim de 1. També els paràmetres *Deviance* i *-2 log(L)* ens indiquen un major ajust del model amb les dades quan més petit és el valor.

3.5. PERMISOS DE CAPTURA CIENTÍFICA

Per a la captura de fauna salvatge de Catalunya tan protegida com no i per a finalitats de recerca es requereix una autorització nominal i específica atorgada pel Departament d'Acció Climàtica, Alimentació i Agenda Rural, l'Autorització especial per a la captura científica, de gestió o educativa, segons l'article 58 de la Llei estatal 42/2007 i article 34 del Decret legislatiu 2/2008 (Generalitat de Catalunya, Departament de medi ambient i sostenibilitat, 2024). Des de l'emissió de la autorització aquesta és vigent fins el 31 de desembre del mateix any. L'Autorització és emesa en data 08/03/2024 amb número d'expedient SF/0048/24.

La tramitació del permís es fa via online al tractar-se de que el sol·licitant és un grup investigació dins un centre docent, com a entitat i no un particular, definint que es tracta d'una activitat de recerca on implica la captura i alliberació d'exemplars de tortuga de rierol *M. leprosa* (Generalitat de Catalunya, Departament de territori, 2024).

4. RESULTATS

4.1. DESCRIPCIÓ BÀSICA

Durant la campanya de març es van fer 40 captures i una recaptura (39 individus marcats). En la segona campanya 2 mesos més tard es van capturar 52 exemplars dels quals 10 van ser recaptures (42 individus marcats).

Entre les dos campanyes s'han realitzat un total de 92 captures sent 11 d'aquestes individus marcats del mateix any. En total 81 individus marcats, dels quals 56 (68,29%) són mascles, 24 (30,49%) femelles i un juvenil (1,22%) (Taula 2),

Taula 2. Nombre de captures, recaptures i individus marcats a l'àrea d'estudi de les campanyes realitzades en el període d'estudi 2001-2024.

		Captures (%)	Recaptures (%)	Individus marcats (%)
2024	**Mascles**	64 (69,56)	8 (72,73)	56 (69,14)
	Femelles	27 (29,35)	3 (27,27)	24 (29,63)
	Juvenils	1 (0,01)	0 (0,00)	1 (1,23)
	TOTAL	**92**	**11**	**81**
2001-2024	**Mascles**	326 (53,53)	122 (61,16)	204 (49,64)
	Femelles	245 (40,23)	76 (38,38)	169 (41,12)
	Juvenils	38 (6,24)	0 (0,00)	38 (9,25)
	TOTAL	**609 (100,00)**	**198 (100,00)**	**411 (100,00)**

En el període d'estudi 2001-2024 (Taula 2) s'han realitzat 609 captures, de les quals 198 són recaptures, amb un total de 411 individus marcats. Del total de captures (609), 326 (53,53%) són mascles, 245 (40,23%) femelles i 38 (6,24%) juvenils. La major part de les recaptures són mascles (61,16%), les femelles representen el 38,38%, amb cap juvenil recapturat. Dels 411 individus marcats 204 (49,64%) són mascles, 169 (41,12%) femelles i 38 (9,25%) juvenils. Cal destacar que la major part dels individus juvenils corresponen a captures realitzades l'any 2006 amb 26 juvenils capturats que representa el 68,42% de tots els juvenils capturats i marcats entre els anys 2001 i 2024. L'any 2006 és el període d'estudi amb el major nombre de captures (201) i individus marcats (160), obtenint 87 captures per sobre del període d'estudi de 2001, el segon any més productiu amb 114 captures; en contraposició, a 2024 on entre ambdues campanyes de març i maig s'obté el nombre més baix de captures (92) d'entre tots els anys (Taula 3).

Per l'any 2024, la proporció de sexes entre mascles i femelles és de 0,70 (Taula 3), sent la relació de 2,34 mascles per cada femella, significativament diferent per al període total 2001-2024 amb una proporció inferior (0,55; x^2= 5,702, *df* =1, *p*= 0,017) (Taula 3 i 4).

En 4 dels 5 anys d'estudi s'observa una relació entre mascles i femelles dominant per a mascles, amb una relació de (1,27:1,00) l'any 2008, (1,31:1,00) al 2006, i més equilibrada (1,04:1,00) al 2001 i una proporció dominant per a femelles de (0,76:1,00) l'any 2003, mostrant diferències significatives amb l'any 2024 només els anys 2001 (0,51; x^2= 5,822, *df* =1, *p*= 0,016) i 2003 (0,43; x^2= 10,689, *df* =1, *p*= 0,001) (Taula 4).

Taula 3: Nombre de mascles, femelles i juvenils, raó de sexes (mascles/femelles), i proporció de juvenils/adults per a cada període d'estudi i per al conjunt de tots els estudis.

	2001		2003		2006		2008		2024		Total estudis	
	n	%	N	%	N	%	n	%	n	%	n	%
Mascles	50	49,02	36	40,45	76	47,5	52	53,32	56	68,29	204	49,64
Femelles	48	47,06	47	52,81	58	36,25	41	43,62	24	30,49	169	41,12
Juvenils	4	3,92	6	6,74	26	16,25	1	1,06	1	1,22	38	9,25
Raó de sexes M/M + F; (M:F)	0,51 (1,04:1,00)		0,43 (0,76:1,00)		0,57 (1,31:1,00)		0,56 (1,27:1,00)		0,70 (2,34:1,00)		0,55 (1,21:1,00)	
Prop. Juvenils/Adults J/M+F+J; (J:M+F)	0,04 (1,00:24,5)		0,07 (1,00:13,84)		0,16 (1,00:5,15)		0,01 (1,00:93,00)		0,01 (1,00:80,00)		0,09 (1,00:9,82)	
Total Individus marcats	102		89		160		94		81		411	
Captures	114		95		201		107		92		609	

Taula 4. Resultats dels tests khi quadrat de les diferències en la *sex-ratio* per totes les combinacions de parelles d'anys amb el *p*-valor obtingut. En vermell es mostren els *p*-valors significatius.

	2001	2003	2006	2008	2024	2001-2024
2001	1					
2003	0,380	1				
2006	0,467	0,076	1			
2008	0,594	0,131	1,000	1		
2024	**0,016**	**0,001**	0,074	0,080	1	
2001-2024	0,593	0,081	0,762	0,924	**0,017**	1

La proporció de juvenils respecte els adults (suma de mascles i femelles) l'any 2024 és de 0,01, corresponent a un juvenil cada 80 adults (Taula 3), significativament diferent de l'any 2006 amb la proporció més alta d'entre tots els estudis (0,16; $p<0,001$) i per al total d'estudis (0,09; $p=0,012$) (Taula 3 i 5). L'any 2006 presenta diferències significatives també respecte la resta d'anys; 2001 (0,04; $p=0,002$), 2003 (0,07; $p=0,047$), 2008 (0,01; $p<0,001$), i per el període total d'estudi (2001-2024) ($p=0,026$) (Taula 3 i 5). Del conjunt d'anys el 2008, juntament amb l'any 2024, presenta la proporció més baixa de juvenils (0,01), amb una relació juvenils: adults de (1,00:93,00), significativament diferent per al període total d'estudi ($p=0,004$) i estadísticament sense diferències amb l'any 2024 ($p=1$) (Taula 5).

Taula 5. Resultats dels tests exacte de Fisher de les diferències en la proporció juvenils/adults entre tots els anys, mostrant el *p*-valor obtingut. El nivell de significació establert és de 0,05. En vermell es mostren els *p*-valors significatius.

	2001	2003	2006	2008	2024	2001-2024
2001	1					
2003	0,519	1				
2006	**0,002**	**0,047**	1			
2008	0,371	0,059	**<0,001**	1		
2024	0,385	0,120	**<0,001**	1,000	1	
2001-2024	0,105	0,540	**0,026**	**0,004**	**0,012**	1

4.2. ESTRUCTURA POBLACIONAL I BIOMETRIA.

La població s'estructura per talles i alhora s'agrupa per sexe/grup (juvenil, mascle i femella). L'any 2024 el grup dels juvenils ocupen la franja de talles més petites, amb un sol individu de 75,68 mm (Taula 6) dins l'interval (70-80) mm (Figura 11), en canvi en el període total d'estudi 2001-2024 les talles mínimes dins el grup de juvenils es troben en l'interval 20-30 mm (Figura 12), amb un valor mínim de 29,03 mm i un total de 2 individus (Taula 7). La talla màxima per als juvenils en el conjunt d'estudis sobrepassa els 70 mm i es correspon amb l'únic individu juvenil de l'any 2024 anteriorment citat. Per al període 2001-2024 es presenta per la classe juvenils un pic poblacional màxim de la gràfica en l'interval de talles 50-60 mm amb 19 individus (Figura 12).

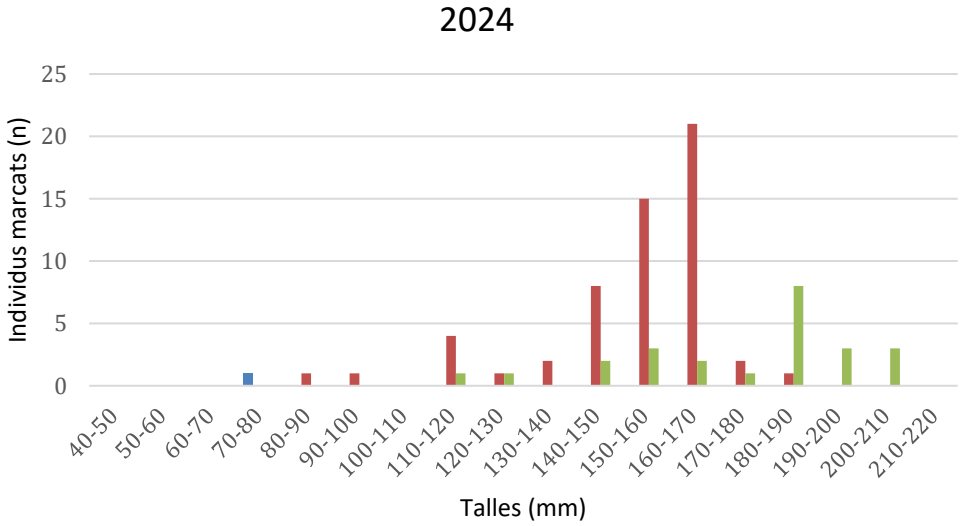


Figura 11. Estructura de la població l'any 2024 per talles i segons grup, mascles (vermell), femelles (verd) i juvenils (blau). Els valors de les talles es corresponen amb el paràmetre biomètric *nCl.*

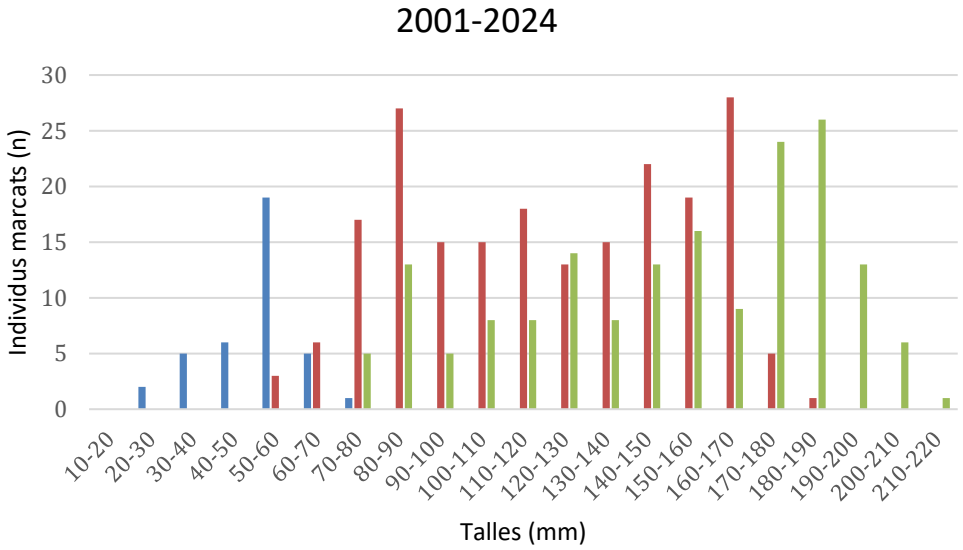


Figura 12. Estructura de la població del període 2001-2024 per talles i segons grup, mascles (vermell), femelles (verd) i juvenils (blau). Els valors de les talles es corresponen amb el paràmetre biomètric *nCl.*

Taula 6. Estadística descriptiva dels paràmetres morfomètrics estudiats per a juvenils, mascles, femelles i total dels individus marcats durant el període d'estudi de 2024.

		Tw (g)	*nCl* (mm)	*Cw2*(mm)	*Ch* (mm)	*Bw* (mm)	*Pl* (mm)	*Pcl* (mm)
Juvenils (*n* =1)		67,70	75,68	61,58	27,52	24,31	62,55	10,12
Mascles (*n*= 56)	**X̄**	416,43	151,71	107,30	51,23	44,64	120,33	31,91
	m	85,90	87,13	52,75	29,56	26,50	28,34	21,14
	M	548,70	181,33	124,78	84,08	51,04	138,08	39,03
	SD	115,05	19,27	14,04	7,18	5,38	19,30	3,44
Femelles (*n*= 24)	**X̄**	719,73	173,82	126,92	61,71	57,28	149,78	22,86
	m	224,30	113,95	90,06	42,45	38,96	100,91	15,56
	M	1139,70	209,57	152,80	73,19	69,90	177,55	28,33
	SD	243,23	24,96	16,31	8,12	8,75	20,10	3,38
TOTAL (*n*= 81)	**X̄**	501,99	157,32	112,55	54,05	48,13	128,34	28,96
	m	67,70	75,68	52,75	27,52	24,31	28,34	10,12
	M	1139,70	209,57	152,80	84,08	69,90	177,55	39,03
	SD	218,66	24,93	18,05	9,29	9,09	24,68	5,75

Taula 7. Estadística descriptiva dels paràmetres morfomètrics estudiats per a juvenils, mascles, femelles i total dels individus marcats en el conjunt de campanyes realitzades el període d'estudi 2001-2024.

		Tw (g)	*nCl* (mm)	*Cw2*(mm)	*Ch* (mm)	*Bw* (mm)	*Pl* (mm)	*Pcl* (mm)
Juvenils (*n*= 38)	**X̄**	26,01	51,68	44,58	20,15	15,78	42,26	7,52
	m	5,00	29,03	25,19	12,88	7,50	24,31	3,37
	M	67,70	75,68	61,58	27,52	24,31	62,55	11,89
	SD	13,39	11,38	9,24	3,60	3,98	8,97	2,15
Mascles (*n*= 204)	**X̄**	259,35	120,92	88,88	41,02	36,27	98,31	25,63
	m	31,20	58,53	49,84	20,72	16,92	28,34	8,37
	M	664,00	181,33	125,94	84,08	54,50	142,12	39,03
	SD	166,52	33,04	20,57	10,51	9,37	26,37	6,72
Femelles (*n*= 169)	**X̄**	555,46	150,26	113,34	54,59	50,38	131,05	18,96
	m	49,00	71,17	58,76	26,08	22,75	58,90	9,64
	M	1305,00	211,50	156,00	75,41	73,21	181,38	29,85
	SD	326,83	37,38	25,86	13,10	13,19	33,25	4,74
TOTAL (*n*= 411)	**X̄**	359,53	126,58	94,84	44,67	40,18	106,59	21,22
	m	5,00	29,03	25,19	12,88	7,50	24,23	3,37
	M	1305,00	211,50	156,00	84,08	73,21	181,38	39,03
	SD	297,73	43,49	29,74	15,13	14,90	38,33	7,82

En general els mascles presenten talles menors a les femelles que prenen el relleu en les talles màximes. L'any 2024 la talla més petita en mascles es troba l'interval 80-90 mm amb un sol individu de 87,13 mm. En femelles la talla més petita es presenta a partir del interval 110-120 mm amb un sol individu de 113,95 mm (Taula 6). L'any 2024 i per el total del període d'estudi ,trobem, amb petites variacions anuals, una distribució en les talles bimodal en adults, amb acumulacions d'individus o cohorts a talles baixes i altes, que es corresponen a la diferencia de talla entre sexes. Per l'any 2024 trobem una major acumulació de mascles entre les talles 160-170 mm (Figura 11) i per femelles en les talles 180-190 mm amb menys individus. Per a la resta d'anys trobem acumulacions d'individus mascles en talles d'entre 130-160 mm i en femelles trobem que els grups de talla amb més individus són entre 170-190 mm, excepte l'any 2006 on l'acumulació màxima d'individus es produeix en l'interval 140-180 mm. Per al conjunt d'anys trobem dos màxims per sexe, el primer pic per als mascles el

trobem a l'interval 80-90 mm amb 27 individus, i el segon pic a l'interval 160-170 mm amb 28 individus, amb una diferència entre dos pics d'un sol individu. Per les femelles trobem el primer pic també a l'interval 80-90 mm amb 13 individus, i el segon pic a l'interval 180-190 mm amb 26 individus, amb 13 individus de diferència entre els pics.

En relació al pes (*Tw*) tenim una mitjana al 2024 de 501,99 g, amb un màxim de 1139,70 g corresponent a una femella i un mínim de 67,70 g corresponent a un juvenil (Taula 6). La longitud màxima (*nCl*) és de 209,57 mm d'un individu femella, i la mínima de 75,68 mm és d'un juvenil. S'observa, per a la resta de paràmetres, que la mitjana és superior en femelles, exceptuant la longitud precloacal (*Pcl*) que és més gran en mascles (31,91 mm), que en femelles (22,86 mm) (Taula 6). S'han obtingut per tots els paràmetres biomètrics diferències significatives entre grups, havent-hi interacció significativa entre factors (Any, Sexe) en totes les variables biomètriques excepte *Bw* i *Pl* (Taula 8).

Taula 8. Resultats de les *ANOVA* per els factors ANY i SEXE, per cada una de les variables on s'indica el *p*-valor, significatiu en negreta.

	Log_*Tw*	*nCl*	*Cw2*	*Ch*	*Bw*	*Pl*	*Pcl*
ANY	**<0,001**	**<0,001**	**<0,001**	**<0,001**	**<0,001**	**<0,001**	**<0,001**
SEXE	**<0,001**	**<0,001**	**<0,001**	**<0,001**	**<0,001**	**<0,001**	**<0,001**
ANY:SEXE	**0,004**	**0,029**	**0,019**	**0,009**	0,055	0,088	**0,004**

Per al període 2001-2024 trobem que la mitjana en el pes (*Tw*) és de 359,53 g, amb un màxim de 1305 g corresponent a una femella i un mínim de 5 g d'un individu juvenil. La longitud (*nCl*) màxima és de 211,5 mm d'un individu femella i una mínima de 29,03 mm corresponent a un juvenil. En aquest cas també per a la resta de paràmetres les femelles prenen mitjanes superiors excepte la mida de la precloacal amb una longitud mitjana de 18,96 mm respecte a la mitjana en mascles de 25,63 mm. En juvenils les mitjanes per a tots els paràmetres son inferiors a la resta de grups destacant diferències més grans en el pes (Tw) i la talla (nCl) (Taula 7).

Podem observar com les mitjanes per a tots els paràmetres biomètrics tan del totals com per cada grup, mascles, femelles i juvenils son superiors en el període de 2024 (Taula 6 i 7)

A nivell de grup les variables responen significativament segons l'any en juvenils i mascles, però en femelles només la longitud de la cua precloacal (Pcl) varia de forma significativa en funció de l'any (*F*= 8.151, p= 0,005) (Taula 9).

Taula 9. Resultats ANOVA per grup Juvenils (J), Mascles (M) i Femelles (F) de la variació de les variables en funció de l'any, on s'indica el *p*-valor, significatiu en negreta.

	Log_*Tw*	*nCl*	*Cw2*	*Ch*	*Bw*	*Pl*	*Pcl*
Juvenils	**0,006**	**0,001**	**0,002**	**0,001**	**0,001**	**<0,001**	**0,038**
Mascles	**<0,001**	**<0,001**	**<0,001**	**<0,001**	**<0,001**	**<0,001**	**<0,001**
Femelles	0,294	0,113	0,319	0,233	0,279	0,201	**0,005**

El test *post-hoc* de Tukey mostra diferències significatives en juvenils entre els anys 2003 i 2006 per a la variable pes (*Tw*), i entre el 2001-2003 per a les variables *Cw2* i *Pl*. En mascles totes les variables són significativament diferents entre l'any 2024 amb la resta d'anys. En femelles les variables *nCl, Cw2, Ch, Bw* i *Pl* presenten diferències significatives, entre els

anys 2001-2006, 2003-2006, 2006-2024, 2008-2024 i també per a la variable pes (*Tw*) entre els anys 2001-2006, 2001-2008, 2006-2024, 2008-2024, i *Pcl* només es significativament diferent entre els anys 2006-2024 i 2008-2024 (Taula 10).

Taula 10. Resultats de les proves *post-hoc* de Tukey resumides per variable i sexe en cada combinació de parelles d'anys. Les parelles d'any i variable significativament diferents es ressalten amb color vermell.

Juvenils	*Tw*	*nCl*	*Cw2*	*Ch*	*Bw*	*Pl*	*Pcl*
2001-2003	0,582	0,999	**0,000**	0,999	0,999	**0.000**	0.999
2001-2006	0,999	1,000	1,000	1,000	0,999	1.000	1.000
2001-2008	0,921	1,000	0,999	1,000	1,000	1.000	0.999
2001-2024	0,976	0,999	0,999	0,999	0,999	0.999	1.000
2003-2006	**0,001**	0,950	0,756	0,975	0,917	0.978	0.922
2003-2008	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1.000	1.000
2003-2024	0,186	0,995	0,982	0,998	0,990	0.997	0.999
2006-2008	0,522	0,999	0,999	0,999	0,999	0.999	0.999
2006-2024	0,998	0,999	0,999	0,999	0,999	0.999	1.000
2008-2024	0,403	0,999	0,999	0,999	0,999	0.999	0.999
Mascles	***Tw***	***nCl***	***Cw2***	***Ch***	***Bw***	***Pl***	***Pcl***
2001-2003	0,999	0,999	0,999	0,999	0,999	0,999	0,999
2001-2006	0,538	0,763	0,902	0,908	0,766	0,793	0,971
2001-2008	0,817	0,996	0,999	0,998	0,998	0,999	0,999
2001-2024	**0,000**	**0,000**	**0,000**	**0,000**	**0,003**	**0,002**	**0,000**
2003-2006	0,999	0,999	0,999	0,999	0,999	0,999	0,999
2003-2008	0,999	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
2003-2024	**0,000**	**0,000**	**0,000**	**0,000**	**0,000**	**0,000**	**0,000**
2006-2008	1,000	0,999	0,999	0,999	0,999	0,999	0,999
2006-2024	**0,000**	**0,000**	**0,000**	**0,000**	**0,000**	**0,000**	**0,000**
2008-2024	**0,000**	**0,000**	**0,000**	**0,000**	**0,000**	**0,000**	**0,000**
Femelles	***Tw***	***nCl***	***Cw2***	***Ch***	***Bw***	***Pl***	***Pcl***
2001-2003	0,999	1,000	0,999	0,999	1,000	1,000	0,999
2001-2006	**0,004**	**0,028**	**0,001**	**0,002**	**0,001**	**0,006**	0,279
2001-2008	**0,008**	0,287	0,050	0,052	0,060	0,173	0,986
2001-2024	0,999	0,788	0,998	0,988	0,991	0,962	0,547
2003-2006	0,146	**0,025**	**0,030**	**0,027**	**0,008**	**0,022**	0,779
2003-2008	0,155	0,266	0,358	0,237	0,164	0,350	0,999
2003-2024	0,875	0,805	0,918	0,876	0,947	0,875	0,203
2006-2008	1,000	1,000	0,999	1,000	0,999	0,999	0,998
2006-2024	**0,001**	**0,000**	**0,000**	**0,000**	**0,000**	**0,000**	**0,000**
2008-2024	**0,001**	**0,003**	**0,012**	**0,004**	**0,006**	**0,008**	**0,047**

4.3. DEMOGRAFIA POBLACIONAL

A partir de les captures i recaptures realitzades al llarg de tot el període d'estudi s'ha estimat la població per cada any i la superpoblació de tot el període d'estudi. Dels 64 models possibles, només 34 han estat viables; d'aquests els tres primers són els més robusts (Taula 11).

El model escollit presenta un valor *AICc* de 1425,041, i representa en molta diferència la major part del pes relatiu d'ajust (w_i = 0,957) de tots els models; on la suma dels pesos del primer i segon model obtenim una xifra molt pròxima a 1 (w_{1+2} > 0,999). El segon model presenta un valor Δ*AICc* de 6,199, sent el Δ*AICc* del tercer model de 19,084, valor que resulta més del

triple que en el model anterior, i per tant més distant respecte el millor ajust obtingut del model escollit (Taula 11). El model escollit també presenta un valor màxim de 1 en el model *Likelihood* i per tant indica que és el més ajustat. També el primer model obté una *Deviance* i un valor de *-2 log(L)* més petits, i considera un menor nombre de paràmetres (*Num. Par.*), indicant un major ajust.

Taula 11. Taula amb els tres primers models dels 34 que han donat resultat en el programa Mark. En negreta, el model escollit per explicar la població.

Model	*AICc*	*ΔAICc*	w_i	Model *Likelihood*	*Num.Par*	*Deviance*	*-2log(L)*
***p* (.*t), *phy* (g*.), *pent* (.*t)**	**1425,041**	**<0,001**	**0,957**	**1,000**	**31**	**-1306,899**	**1359,479**
p (.*t), *phy* (.*.), *pent* (.*t)	1431,239	6,199	0,043	0,045	33	-1305,181	1361,197
p (g*t), *phy* (.*.), *pent* (.*t)	1444,125	19,084	<0,001	<0,001	79	-1405,085	1261,292

La *N* poblacional depèn de la capturabilitat (*p*) i aquesta és variable al llarg del temps segons el model seleccionat *p* (.*t), *phy* (g*.), *pent* (.*t), la supervivència (*phy*) en canvi no varia al llarg del temps però si que depèn del grup. Tant la probabilitat d'entrada a la població (*pent*) com la (*p*) sols varia al llarg del temps, independentment del grup.

La probabilitat de captura (*p*) és molt variant en el temps anant des de un mínim de *p*= 0,002 a un màxim de *p*= 0,999; sent aquest últim resultat poc robust ja que al no poder-se realitzar recaptures en la primer dia de mostreig n'impossibilita la seva estimació. Durant l'any 2001 trobem en la segona ocasió de captura (abril) probabilitats més altes *p*= 0,083 (IC 95% = 0,027-0,234), però disminueixen fins a nivells molt baixos durant els mesos de juliol *p*= 0,006 (IC 95% = 0,002-0,020) i agost *p*= 0,002 (IC 95% = <0,001-0,015), on el més de novembre la xifra decau de nou a 0,002 (IC 95% = <0,001-0,016). L'any 2003 trobem en les dos ocasions de captura probabilitats *p*= 0,049 (IC 95% = 0,027-0,085) i 0,203 (IC 95% = 0,135-0,294). L'any 2006 presenta valors de capturabilitat més estables i moderats d'entre 0,068 (C 95% = 0,036-0,126) i 0,015 (IC 95% = 0,005-0,048) i capturabilitats més altes l'any 2008 entre 0,011 (IC 95% = 0,004-0,034) i 0,235 (IC 95 = 0,172-0,313). L'any 2024 tenim dos ocasions de captura amb probabilitats altes, *p*= 0,193 (IC 95% = 0,109-0,315) i *p*= 0,243 (IC 95% = 0,140-0,388).

Pel que fa a l'entrada d'individus a la població, la probabilitat *pent* només varia en funció del temps, trobant grans diferències segons l'ocasió de captura. L'any 2001 trobem una probabilitat d'entrada *pent* màxima del 31,65 % (*pent* = 0,317) al mes de juny, amb una entrada estimada a la població *B-hat* (estimació neta de naixements i immigració) de 24,55 juvenils, 131,29 mascles i 114,19 femelles; per al mateix any la probabilitat més baixa la trobem durant el mes d'octubre (*pent* = $0,744^{-8}$). L'any 2003 presenta probabilitats d'entrada baixes (*pent* = $0,799^{-6}$) al maig i en el mes de juny (*pent* = $0,723^{-7}$), amb una entrada estimada d'individus per sota d'1 en tots els grups. Durant el 2006 trobem una probabilitat d'entrada màxima durant l'abril de 13, 26 % (*pent* = 0,133), amb una entrada estimada d'individus de 10,28 juvenils, 54,99 mascles, i 47,84 femelles, i una probabilitat mínima en el mateix any durant el juny (*pent* = $0,974^{-23}$), amb estimes d'entrada d'individus pròximes a zero. En el següent any, 2008, també en el mes d'abril trobem una *pent* màxima, més baixa que en el 2006, del 5,67% (*pent* = 0,057) amb estimes *B-hat* de 4,40 juvenils, 23,54 mascles i 20,47 femelles, amb una *pent* mínima (*pent* = $0,253^{-8}$) amb valors *B-hat* molt per sota d'1 individu. En l'últim any s'ha obtingut una *pent* màxima durant el mes de març del 22,31% (*pent* = 0,223) amb estimes *B-hat* de 17,30 juvenils, 92,52 mascles, i 80,47 femelles, i una entrada mínima durant el mes de maig (*pent* = $0,243^{-8}$), amb entrades estimades també ínfimes.

Pel que fa a la supervivència (*phy*) estimada s'observa que aquesta depèn del grup, trobant valors molt alts <0,98 i alhora poc dispars entre grups. Trobem una supervivència més alta en juvenils, *phy* = 0,986 (IC 95% = 0,973-0,993), en mascles s'obté una *phy* de 0,986 (IC 95% = 0,981-0,990), mentre que les femelles presenten una supervivència menor, *phy* = 0,984 (IC 95% = 0,979-0,988).

ESTIMES POBLACIONALS ANUALS I ESTIMA DE LA SUPERPOBLACIÓ

A partir dels paràmetres del model *p* (.*t), *phy* (g*.), *pent* (.*t), s'ha obtingut una estima neta de la població (*N-hat*) per a moment de captura i per grup, a partir d'aquestes es calculen les estimes anuals i del total del període d'estudi, per grup i població total.

L'estimació de la població per grup l'any 2024 és de 18,76 ±4,94 individus juvenils (IC 95% = 11,28-31,17), 100,22 ±24,07 mascles (IC 95% = 63,00-159,40) i 83,94 ±20,62 femelles (IC 95% = 52,23-134,91), amb una població total de 202,92 ±32,08 individus (IC 95% = 126,51-325,48) (Taula 12). Dins del període d'estudi 2024 trobem dos intervals de captura (campanyes), corresponents amb els mesos de març i maig. L'estima neta de la població (*N-hat*) per grup en el mes de març és de 19,02 ±4,99 juvenils (IC 95% = 11,47-31,55), 101,64 ±24,34 mascles (IC 95% = 63,98-161,48) i 85,31 ±20,91 femelles (IC 95% = 53,13-136,99); sent en el mes de maig una població neta estimada de 18,49 ±4,89 juvenils (IC 95% = 11,10-30,79), 98,79 ±23,79 mascles (IC 95% = 62,03-157,32) i 82,57 ±20,33 femelles (IC 95% = 51,33-132,83).

Taula 12. Estimes de població anuals per grup i total.

	Juvenils		Mascles		Femelles		TOTAL	
	$\bar{X}$ *N-hat*	IC 95%	$\bar{X}$ *N-hat*	IC 95%	$\bar{X}$ *N-hat*	IC 95%	$\bar{X}$ *N-hat*	IC 95%
2001	30,44 (±8,06)	19,50 - 50,57	169,84 (±26,06)	107,09 - 263,09	131,06 (±20,18)	91,82 - 229,19	331,34 (±33,93)	218,41 - 542,85
2003	32,49 (±6,69)	21,80 - 48,44	173,61 (±29,21)	125,13 - 240,88	143,80 (±25,43)	101,95 - 202,84	349,90 (±39,30)	248,88 - 492,16
2006	24,72 (±5,57)	16,24 - 38,38	132,46 (±18,07)	100,04 - 174,91	104,81 (±15,38)	77,79 - 140,67	261,99 (±24,37)	194,07 - 353,96
2008	25,57 (±5,49)	16,87 - 38,76	136,82 (±16,77)	107,37 - 173,49	106,23 (±13,57)	83,44 - 136,95	268,62 (±22,26)	207,68 - 349,20
2024	18,76 (±4,94)	11,28 - 31,17	100,22 (±24,07)	63,00 - 159,40	83,94 (±20,62)	52,23 - 134,91	202,92 (±32,08)	126,51 - 325,48

S'ha obtingut un valor brut de mida poblacional, *Gross population estimes* (*N*hat*), de tots els períodes d'estudi (2001-2024) per grup de 111,12 ±27,48 individus juvenils (IC 95% = 68,93-179,14), 594,80 ±88,54 mascles (IC 95% = 444,99-795,02) i 545,44 ±83,78 femelles (IC 95% = 404,35-735,75) (Taula 12). S'obté de la suma entre tots els grups una superpoblació total estimada de 1251,35 ±124,95 individus (IC 95% = 918,27-1709,91) (Taula 13). Per a les estimacions *N* (*Real Function*) del model, s'obté una estima de població per grup de 77,56 ±11,80 juvenils (IC 95% = 60,33-108,09), 414,78 ±40,64 mascles (IC 95% = 348,82-510,37), i 360,77 ±36,98 femelles (IC 95% = 300,87-447,87).

Taula 13. Estimes de superpoblació (*N*hat*) per grup, Juvenils, Mascles, i Femelles del període d'estudi total 2001-2024.

	Juvenils	Mascles	Femelles	TOTAL
N*hat (±ES)	111,12 ±27	594,80 ±88,54	545,44 ±83,78	1251,35 ±124,95
IC (95) %	68,93-179,14	444,99-795,02	404,35-735,75	918,27-1709,91

Al llarg de tot el període d'estudi els anys 2001, 2003, 2006, 2008, 2024, s'observa que els mascles són més nombrosos i els juvenils resta amb un volum molt menor d'exemplars, també força inferior que en el grup de les femelles (Figura 14).

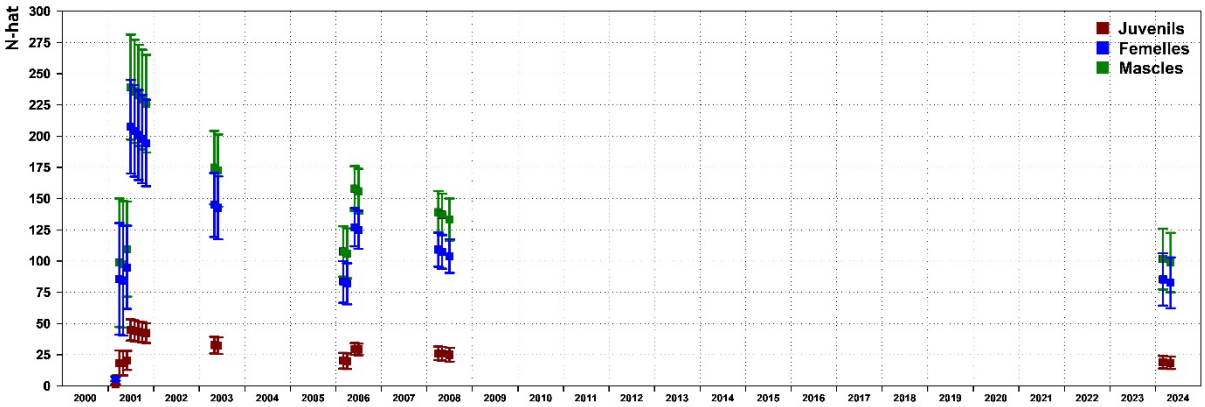


Figura 14. Evolució poblacional per grup a partir de l'estima neta de la població (*N-hat*) al llarg del període 2001-2024, on trobem juvenils (vermell), femelles (blau) i mascles (verd). Cada barra representa l'error estàndard de l'estimació *N-hat* que és el valor central (quadrat).

Trobem una població neta màxima estimada en mascles d'entre 225 i 250 (*N-hat* = 239,31 ±42,02) exemplars, d'entre 200 i 225 (*N-hat* = 207,60 ±37,41) en femelles i prop de 50 (*N-hat* = 44,75 ±8,43) juvenils durant el període 2001, seguidament del 2003 amb xifres estimades màximes de població neta per a mascles de 175 (*N-hat* =174,85 ±29,42) exemplars aproximadament, poc menys de 150 (*N-hat* = 144,98 ±25,63) individus femella i entre 25 i 50 (*N-hat* = 32,73 ±6,71) exemplars juvenils. En els anys 2001 i 2006 s'observa dos grups de dades diferenciats on trobem a inicis d'any una població estimada menor en tots els grups que a mitjans d'any. Al llarg de tots els anys estudiats s'observa una disminució en les estimes poblacionals, que es veu reduïda per a tots els grups, trobant en el període 2024 una població més reduïda amb un màxim estimat per a mascles de 101,64 ±24,34 exemplars, 85,31 ±20,92 femelles i 19, 02 ±4,99 juvenils.

Les diferències entre les estimes poblacionals anuals per grup (juvenils, mascles i femelles) no són significatives segons els resultats obtinguts de les *ANOVA* per cada grup a partir de les estimes poblacionals *N-hat* de cada any, obtenint un valor de significació molt per sobre de 0,05 (p >0,5): juvenils (F= 0,57; p= 0,689), mascles (F=0,572; p= 0,687), femelles (F= 0,742; p = 0,578).

5. DISCUSSIÓ

La població estudiada presenta un dimorfisme sexual basat en la diferencia biomètrica de la closca, cua precloacal i pes, en individus adults. Les femelles presenten una talla superior als mascles, una cua precloacal més curta i pesos majors tal com succeeix a Doñana (Keller, 1997) i al Marroc (Hassani et al., 2019), sent un fet normal en l'espècie (Bertolero & Busack, 2017).

Aquesta diferència condiciona l'estructura de la població, amb una distribució per classe de talla bimodal, trobant els mascles i femelles distribuïts en majors abundàncies en intervals de talles diferents, on les femelles es concentren a les talles més grans. Aquesta estructura es molt semblant a l'obtinguda a la mateixa població al 2003 per Franch, però amb talles menors. Aquest fet es pot explicar per una maduresa a talles majors en femelles (Bertolero & Busack, 2017), relacionada amb la capacitat reproductiva, al permetre fer una posta major (Olivier, 2002; Díaz-Panaigua et al., 2015). Es una qüestió espacial; una major cavitat abdominal permet encabir un nombre major d'ous, i tot i que es contradiu amb la teoria de la mida optima dels ous (Janzen & Warner, 2009; Jorgewich-Cohen et al., 2022) s'ha observat que l'augment del mida en femelles pot produir postes més nombroses amb ous de major mida (Naimi et al., 2012), tal vegada afavorint la supervivència dels neonats. Alhora són també les femelles la classe que presenta un major pes, que implicaria una major reserva energètica mobilitzable per a desenvolupar postes majors. D'altre banda, les talles menors en mascles es podrien explicar per una major necessitat de mobilitat relacionat amb la cerca de parella que implica un major consum energètic que no els permetria créixer tant (Olivier, 2002).

Tant mascles com en femelles hi ha una acumulació major d'individus a talles altes. Això es podria explicar per un alentiment en el creixement en la fase adulta, fins quasi ser nul (Keller, 1997).

Un altre tret dimòrfic entre sexes es la longitud de la cua precloacal, que es major en mascles en tots els anys d'estudi, degut a necessitar d'un major espai per encabir el penis (Franch, 2003), aquest dimorfisme sexual es mostra també per a la majoria de quelonis (Dunham et al., 1988).

Els pesos i talles per grup l'any 2024 han resultat superiors a tots els estudis realitzats a l'Orlina fins al moment, tan en les mitjanes com en els valors màxims. Les mesures dels altres paràmetres morfomètrics també han resultat majors, ja que tots ells es troben correlacionats positivament (Casassas, 2023; Franch, 2003).

La mitjana de talla (*nCl*) al 2024 ha sigut de 151,71 mm en mascles i 173,82 mm en femelles. Aquests resultats són molt diferents als obtinguts a l'Orlina els anys vuitanta, on la mitjana de talla (*nCl*) en mascles es de 74 mm i 88,84 mm en femelles (Vroom, 1986), però més similars amb els obtinguts en l'estudi de 2003 per Franch, amb una mitjana de 119,30 mm en mascles i 162,4 mm en femelles. Aquest augment en la mida podria estar afavorida per una major aportació orgànica de l'abocament d'aigües residuals de Rabós que proporcionarien aliment directe (Hassani et al., 2019) i una major proliferació d'algues i insectes, que podrien servir d'aliment ja que *M. leprosa* és una espècie oportunista i omnívora, amb una dieta molt amplia (Escoriza et al., 2019; Franch et al., 2022). S'ha de tenir en compte però que el mètode de mostreig en l'estudi de Vroom era per captura manual i que per tant el possible efecte selectiu de la trampa desapareix, alhora que es capturen amb més facilitat sempre els individus més

petits. A Doñana en canvi trobem talles més grans en les femelles amb una mitjana de 176 mm, amb pesos també superiors per a les femelles (Keller, 1997).

Actualment la classe dels juvenils te una escassa representació en la població estudi, passa el mateix amb resta d'anys estudiats a l'Orlina des del 2001, diferent a la situació observada per l'estudi realitzat per Vroom (1986) amb una representació de juvenils més gran. Aquest fet, potencialment ens pot indicar que la població presenta una fecunditat baixa i que per tant no seria reproductiva, concordant amb la disminució progressiva de les estimes de la població neta per any presentats en aquest estudi. Altres estudis amb *M. leprosa* també mostren una baixa presència de juvenils (<25 %) (Soler et al., 2005; Alarcos et al. 2009; Le Gal et al., 2023; Ramdani et al. 2024), i una representació major en un estudi a Portugal i a Màlaga (Araújo et al. 1997; Domínguez & Villarán, 2010). El nombre reduït de juvenils capturats podria explicar-se per una ocupació diferent de l'espai tal i com suggereix Franch (2003), sumat a la tendència dels juvenils a presentar majors mortalitats per depredació (Meek., 1987; Litzgus, 2006). També el format de les nanses podria resultar mes efectiva per a la captura dels individus adults, generant un biaix. Cal ressaltar l'efecte d'un esforç de mostreig desigual entre les campanyes de cada any, així com l'efecte de la estacionalitat, ja que tampoc les dates de treball de camp entre anys són coincidents, generant una variabilitat metodològica que fa que la tendència poblacional negativa sigui un resultat menys robust, ja que l'activitat de *M. leprosa* canvia al llarg del any seguint un cicle (Franch, 2003). En l'estudi de Vroom (1986) com ja s'ha dit, va ser per captura manual descartant el possible efecte selectiu del mètode de captura utilitzada en el present estudi.

La proporció entre sexes mascle-femella (*sex-ratio*) de la població d'estudi de 2024 no s'ajusta a una proporció de paritat, i es troba esbiaixada cap els mascles, significativament diferent per els estudis de la mateixa població els anys 2001 ,amb una *sex-ratio* molt equilibrada i 2003, amb un biaix capa les femelles. Franch (2005) va determinar en la mateixa població una *sex-ratio* de 3,05:1, esbiaixada cap als mascles. També s'ha observat biaix cap a mascles a Doñana (Keller, 1997) i al riu Vallàuria (Palacios et al., 2015). En canvi, algunes poblacions mostren un biaix cap a les femelles, com al nord-oest d'Àfrica (Meek, 1987) i a Màlaga (Domínguez & Villarán, 2010), mentre que d'altres poblacions estudiades recentment es troben més equilibrades (Alarcos et al., 2009; Casassas, 2023; Ramdani et al., 2024; Palacios et al., 2015). Amb tot però s'ha vist que la *sex-ratio* pot variar molt en funció de la població (Loulida, et.al. 2023) i se sap que l'estabilitat d'una població no implica necessàriament que la *sex-ratio* sigui de paritat, podent estar esbiaixada per qualsevol dels sexes (Georges et al., 2006). El biaix també es veu afectat per l'època de l'any en que es duen a terme els mostrejos per afecte d'una activitat diferencial associada a la estacionalitat en mascles i femelles relacionat en la cerca de femelles en mascles i la posta d'ous en femelles (Alarcos et al., 2013; Bertolero & Busack, 2017). És important remarcar la temporalitat de les campanyes, la primera durant la ultima setmana de març, molt a prop del mes d'abril quan s'inicia un període d'activitat sexual i cerca de parella en mascles (Bertolero & Busack, 2017), període que s'estén fins a finals de setembre o principis d'octubre (Franch, 2003), on la segona campanya a l'ultima setmana de maig ja s'ha iniciat el període reproductiu. Per tant, el biaix podria explicar-se per un flux d'entrada migratòria estacional de mascles més gran que la sortida d'individus de la mateixa població, des d'altres torrents o rieres properes com la riera de l'Anyet, a menys de 5 km de distància de l'àrea d'estudi (ICGC, 2025) ja que s'ha demostrar una gran capacitat de dispersió i connexió entre poblacions, arribant-se a connectar poblacions a banda i banda dels pirineus en els seus extrems menys elevats (Franch, 2016). Aquesta hipòtesi encaixa amb els resultats del model *POPAN*, on trobem una probabilitat

d'entrada (*pent*) alta (22,31 %) per el mes de març. El biaix cap a mascles també es podria explicar a partir d'una mortalitat diferencial entre mascles i femelles. Aquesta pot ser causada per fenòmens destructius com són els episodis torrencials, que poden generar un desplaçament important de la població aigües avall per el fort corrent generat i un augment en la mortalitat, alterant l'estructura de la població (Jones & Sievert, 2009) amb impactes diferencials entre sexes derivades de una major capacitat de dispersió en mascles durant les inundacions (Owen-Jones et al., 2016; Otten et al., 2023).

Una altre explicació del biaix cap a mascles podria ser una reducció de la temperatura de la posta. Revisant les ortofotografies disponibles al *Vissir3* (ICGC, 2025), es pot observar una disminució important de la cobertura del bosc de ribera entre els anys 1996 i 2002. La cobertura vegetal ha anat augmentant (ICGC, 2025; Franch com. pers) al mateix temps que hauria disminuït la insolació a nivell del terra, possiblement produint una reducció generalitzada de la temperatura d'incubació en les postes. Aquestes noves condicions podrien haver provocat un augment en la quantitat d'individus mascles, ja que en especies pròximes com *M. japonica* trobem que temperatures mes baixes es desenvolupen mascles (Okada et al., 2010). A llarg termini però amb una tendència a l'augment de les temperatures per efecte del canvi climàtic, augmentat a la mediterrània (United Nations Environment Programme, 2020), aquest fenomen es podria revertir a una producció major de femelles, encara que la plasticitat fenotípica de selecció del lloc on fer la posta pot tenir un paper rellevant així com l'estructura del paisatge (Roberts et al., 2023).

L'estudi poblacional es completa amb la modelització de la població i l'estimació dels paràmetres principals que determinen la seva dinàmica. El model seleccionat d'entre els possibles models per a les estimes poblacionals, no només es el que ha resultat més robust segons els paràmetres estadístics, sinó que a més té sentit biològic per a l'espècie d'estudi ja que se sap que en tortugues la supervivència no es igual per grup d'edat/talla ni sexe, trobant que la supervivència en juvenils és inferior que en adults i la capacitat de defensa contra la depredació depèn de la talla (Meek, 1987; Iverson, 1991; Litzgus, 2006; Escoriza et al., 2020), i possiblement la resistència que ofereix una closca més robusta. Els dos models següents més ben ajustats la supervivència només depèn del temps, quedant així descartats.

La supervivència en tots els grups es presenta més alta que en altres treballs (>98 %); a Doñana al conjunt d'adults obté una supervivència del 87,1 %, i 77,1% en juvenils (Keller, 1997) i del 92 % en femelles i 84 % en mascles de tortuga d'estany (*Emys orbicularis)* (Escoriza et al., 2020). Un estudi sobre 30 especies de tortugues demostra per a les espècies d'aigua dolça una supervivència del 67,2, 83,7 i 87,9 % per a juvenils, mascles i femelles respectivament (Iverson, 1991). Encara que en el model escollit la supervivència depengui del grup, els resultats mostren per als tres grups valors molts propers, amb diferencies decimals, lleugerament mes alta en juvenils (98,59%) que per els adults, 98,58 % en mascles-98,38 % en femelles, fet que es contradiu amb el supòsit de que les menors talles presenten una menor supervivència, tal i com es demostra per a la tortuga del mapa del nord (*Graptemys geographica*) on la supervivència augmenta amb la mida (Otten & Refsnider, 2024). El nombre de captures d'individus juvenils (9% en el total d'estudis i 1 % per al 2024) es escassa així com les recaptures, aquesta condició fa el càlcul de la supervivència molt poc robust, i per tant el model podria estar sobreestimant el paràmetre. Tot i així se sap que l'estabilitat de la població depèn principalment de la supervivència dels adults (Crouse et al., 1987; Baldwin et al., 2004; Blamires & Spencer, 2013; Escoriza et al., 2020). És important tenir en compte que les campanyes al llarg del període 2001-2024, no han seguit un patró temporal regular

trobant-nos que des del darrer estudi han passat 14 anys i per la resta d'estudis 2, 3 i 2 anys entre 2001-2003, 2003-2006 i 2006-2008 respectivament. Per tant podríem estar davant d'una planificació metodològica deficient i inadequada que compromet la robustesa dels resultats.

Segons el model s'ha estimat una població actual de 202,92 individus, i una superpoblació per al període d'estudi 2001-2024 de 1251,35 individus, amb una població semblant entre mascles i femelles i més baixa en juvenils. El màxim de població estimada es troba l'any 2003, lleugerament superior que en el 2001, i força major respecte la resta d'anys amb aproximadament un 25-40 % menys de població. Les dades mes actuals de 2024 han donat com a resultat els valors més baixos d'entre totes les estimes poblacionals per any, sent un 24,46% menor respecte l'any prèviament estudiat de 2008. En general la tendència demogràfica és de disminució. La sequera que pateix Catalunya des dels últims 3 anys, tal i com es pot observar en l'històric de mapes de l'IPE (Índex de Precipitació Estàndard (Meteocat, Climatologia: Estat de la sequera, 2025), podria haver tingut un paper rellevant; sent *M. leprosa* una espècie lligada als ambients aquàtic d'aigua dolça (Le Gal et al., 2023). Malgrat tractar-se d'una espècie amb capacitat d'estivar (Franch, 2003), episodis de baix nivell d'aigua podrien reduir la disponibilitat d'habitat en l'àrea d'estudi, i produir un efecte de competència interespecífica d'espai i recursos alimentaris, que perllongats en el temps podrien haver impulsat una emigració aigües avall buscant altres sectors del riu amb més disponibilitat d'aigua.

En conjunt els resultats mostren al llarg del període d'estudi 2001-2024 una tendència de canvi en diferents característiques de la població.

La *sex-ratio* al llarg dels anys sembla tendir cap a mascles, trobant una proporció més alta de femelles els anys 2001 i 2003. Una possibilitat del biaix en la *sex-ratio* cap a mascles podria ser un efecte combinat de la revegetació i maduració del bosc de ribera, que reduiria la temperatura de la posta en el sòl, i les sequeres que s'han anat produint, com la del 2008 i la iniciada a principis de 2021 fins al present que augmentarien la contaminació de l'aigua per una menor dilució de les aigües residuals de la població de Rabós, afectant potencialment a la determinació de sexe de la progènie a través de la transferència de contaminants de la femella al ou (Thompson et al., 2018), sent animals de llarga vida propensos a bioacumular contaminants (Slimani et al., 2018). D'altre banda aquesta espècie sembla tolerar bé la contaminació (Gahmous et al., 2022; Hassani et al., 2019), on el subministrament alimentari que proporciona la font de contaminació pot compensar els efectes perniciosos de la contaminació resultant en un bon creixement i reproducció (Le Gal et al., 2023).

Al mateix temps s'observa un augment de mida i pes, alhora que es manté una proporció baixa de juvenils. Sabem que la viabilitat de la població depèn en major grau del manteniment de la població adulta (Crouse et al., 1987; Baldwin et al., 2004; Blamires & Spencer, 2013; Escoriza et al., 2020), i que la mida corporal es troba correlacionada amb la fecunditat del individu (Litzgus et al., 2008), proporcionant postes majors en individus femella (Hassani et al., 2019). Les majors mides corporals i pesos podrien respondre a un augment de la quantitat de residus orgànics abocats (Hassani et al., 2019) relacionat amb un augment de la població humana al municipi Rabós d'Empordà (IDESCAT, 2025). Aquesta major mida corporal, mitjana de la talla i pes, es contextualitza dins una estructura poblacional per l'any 2024 on els individus juvenils són escassos i els individus adults només presenten un pic per sexe, acumulant-se en les talles més grans. S'ha de tenir present que la baixa quantitat d'individus juvenils capturats també es relaciona amb la baixa capturabilitat d'aquesta classe d'edat per

presentar possiblement un ús diferent del hàbitat, més restrictiu a pendents menors i poca profunditat (Franch, 2003; Franch com pers.) i possiblement per no interaccionar de igual forma amb l'esquer i les trampes utilitzades. Tot i així la proporció juvenils/adults significativament més baixa els anys 2008 i 2024 respecte els anys anteriors, mostren juntament amb l'augment de les talles un envelliment de la població.

6. CONCLUSIONS

Over two decades, the population of *Mauremys leprosa* in the Orlina River has undergone changes in size structure, sex ratio, and juvenile-to-adult proportions. Currently, the population has few juveniles, adult individuals are larger, and the sex ratio is more skewed towards males. The lower proportion of juveniles in recent years, the trend of increasing size, and the decline in population estimates indicate an aging and regressing population. The increase in maximum sizes could be linked to greater food availability due to an increase in organic input from Rabós d'Empordà's' wastewater.

M. leprosa is an aquatic species that can be influenced by changes in the distribution and amount of annual precipitation. More frequent and intense extreme weather events, exacerbated by climate change, such as floods and droughts, cause drastic fluctuations in water level and current, potentially leading to downstream displacement of the population, either by being swept away or by migrating to areas with more resources or available habitat. This effect may differ across age and sex classes. Juveniles could be more vulnerable to these environmental changes, facing higher mortality, as could smaller-sized adult individuals.

Large floods and droughts impact the development and distribution of vegetation along the riverbanks, altering terrestrial habitats where nesting occurs. Increased vegetation, especially during the first decade of the 2000s, may have lowered incubation temperatures, influencing sex determination towards a higher proportion of male offspring. At the same time, wastewater discharge could play a significant role in the presence of contaminants capable of affecting sex determination in hatchlings. This contamination would be amplified by reduced mixing of wastewater with river water under low-flow conditions during drought periods.

7. BIBLIOGRAFIA

Alarcos Izquierdo, G., Madrigal González, J., Ortíz-Santaliestra, M.E., Fernández-Beneitez, M.J., Flechoso del Cueto, M.F., and Lizana Avia, M. (2009). Caracterización de una población de *Mauremys leprosa* en un arroyo temporal en la provincia de Salamanca, al noroeste de la Península Ibérica. *Revista Española de Herpetología*, *23*:129–140

Alarcos, G., Flechoso, F., Lizana, M., Madrigal, J., & Álvarez, F. (2013). Distribución y estado de conservación de los galápagos autóctonos, *Emys orbicularis* (Linnaeus, 1758) y *Mauremys leprosa* (Schweigger, 1812), en Castilla y León. *Munibe, 61*, 71-90.

Amori, G., & Luiselli, L. (2018). A review of the mono-and bispecific genera of turtles and tortoises worldwide, with an assessment of the island endemics: implications for conservation. *Chelonian Conservation and Biology*, *17*(2), 162-168. https://doi.org/10.2744/CCB-1296.1

Araújo, P., Segurado, P. & Santos, N. (1997): Bases para a Conservação das Tartarugas de Água Doce, *Emys orbicularis* e *Mauremys leprosa*. Estudos de Biologia e Conservação da Natureza, 24, *Instituto de Conservação da Natureza, Lisboa*

Baldwin, E.A., Marchand, M.N., Litvaitis, J.A., (2004). Terrestrial habitat use by nesting Painted Turtles in landscapes with different levels of fragmentation. *Northeastern Naturalist 11*, 41–48. doi:10.1656/1092-6194(2004)011[0041:THUBNP]2.0.CO;2

Bárcenas-García, A., Michalski, F., Morgan, W. H., Smith, R. K., Sutherland, W. J., Gibbs, J. P., & Norris, D. (2022). Impacts of dams on freshwater turtles: a global review to identify conservation solutions. *Tropical Conservation Science*, *15*, 19400829221103709. https://doi.org/10.1177/19400829221103709

Bertolero, A., & Busack, S. D. (2017). *Mauremys leprosa* (Schoepff in Schweigger 1812) Mediterranean pond turtle, Spanish terrapin, Mediterranean stripe-necked terrapin. *Chelonian Research Monographs* 5(10):102.1–19. doi: 10.3854/ crm.5.102.leprosa.v1.2017; www.iucn-tftsg.org/cbftt/.

Blamires, S. J., & Spencer, R. J. (2013). Influence of habitat and predation on population dynamics of the freshwater turtle *Myuchelys georgesi*. *Herpetologica*, *69*(1), 46-57. https://doi.org/10.1655/HERPETOLOGICA-D-12-00014

Bour, R. (2008). Diversitat global de tortugues (*Chelonii; Reptilia*) a l'aigua dolça. *Avaluació de la diversitat animal d'aigua dolça* , 593-598. http://dx.doi.org/10.1007/978-1-4020-8259-7_57

Casassas Casacuberta, A. (2023). Estudi i caracterització de la població de tortuga de rierol (*Mauremys leprosa*) al PN del Cap de Creus: biometria i grandària poblacional. Memòria de Treball de Final de Grau. Universitat de Girona. 35p.

Carroll, E. L., Childerhouse, S. J., Fewster, R. M., Patenaude, N. J., Steel, D., Dunshea, G., & Baker, C. S. (2013). Accounting for female reproductive cycles in a superpopulation capture–recapture framework. *Ecological Applications*, *23*(7), 1677-1690. https://doi.org/10.1890/12-1657.

Congdon, J. D., Dunham, A. E., & van Loben Sels, R. C. (1993). Delayed sexual maturity and demographics of Blanding's turtles (*Emydoidea blandingii*): implications for conservation and management of long-lived organisms. *Conservation Biology*, *7*(4), 826-833. https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1993.740826.x

Consejo de Europa. (1979). *Convenio relativo a la conservación de la vida silvestre y del medio natural de Europa* (Conveni de Berna). [Recuperat el 1 de juny de 2024]. https://www.miteco.gob.es/ca/biodiversidad/temas/conservacion-de-especies/convenios-internacionales/ce-conv-int-berna.html

Consejo de la Union Europea. (1992). *Directiva 92/43/CEE del Consejo, de 21 de mayo de 1992, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres*. Diario Oficial de las Comunidades Europeas, L 206, 7–50. [Recuperat el 22 de març de 2024]. https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/?uri=CELEX%3A31992L0043

Courmont, L., & De Sousa, L. (2011). Plan National d'actions en Faveur de l'Emyde lépreuse *Mauremys leprosa* 2012–2016. *Groupe Ornithologique du Roussillon–Ministère de Ecologie, du Développement Durable, des Transports et du Logement*, 1.

Crouse, D. T., Crowder, L. B., & Caswell, H. (1987). A stage-based population model for loggerhead sea turtles and implications for conservation. *Ecology*, *68*(5), 1412-1423. https://doi.org/10.2307/1939225

Díaz-Paniagua, C., Andreu, A. C., Keller, C. (2015). Galápago leproso – *Mauremys leprosa*. En: *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Salvador, A., Marco, A. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. [http://www.vertebradosibericos.org/]

Domínguez, J., & Villarán, A. (2010). Biometría, *sex-ratio* y tasa de recaptura de una población de Galápago Leproso *Mauremys leprosa* del sur de la Península Ibérica. In *Anfibios y Reptiles ante Cambio Global. Comunicaciones de ponentes invitados, conferencias plenarias. XI Congreso Luso-Español de Herpetología, Sevilla, Spain* (p. 210).

Dunham, A.E., Morin, P.J., & Witbur, H.M. (1988). Methods for the study of reptile populations. A Biology of the Reptilia Vol.16. Ecology B. Defense and life history. Gans, C. i Huey, R.B.(Eds.)Alan R.Liss. New York: 331-386.

Ernst, C. H., & Lovich, J. E. (2009). *Turtles of the United States and Canada*. Johns Hopkins University Press. https://doi.org/10.56021/9780801891212

Escoriza, D., Bakhouche, B., Ghoulam, T., & Imed, D. (2019). Phenology and population structure of the Mediterranean stripe-necked terrapin *Mauremys leprosa* (Schweigger, 1812) in the Reghaïa Lake (northern Algeria). *Basic and Applied Herpetology*, *33*, 43-51. https://doi.org/10.11160/bah.170

Escoriza, D., Franch, M., Ramos, S., Sunyer-Sala, P., Boix, D. (2020). Demographics and survivorship in the European pond turtle (*Emys orbicularis*): a 31–Year Study. *Herpetological Conservation and Biology* 15(1):41–48

Franch, M. (2016). Problemàtica i conservació de tortugues aquàtiques continentals a l'Europa occidental: el cas de la tortuga de rierol, *Mauremys leprosa* (Schweigger 1812), al nord-est de la Península Ibèrica. PhD Thesis. Universitat de Barcelona. 232pp.

Franch, M. (2003). Caracterització de la tortuga de rierol *Mauremys leprosa* (Schweigger, 1812) a l'Alt Empordà: biometria i cicle biològic. Master Thesis. University of Barcelona. https://doi.org/10.13140/RG.2.1.3584.8405. 50pp.

Franch, M. (2005). Trets bàsics de la biologia de la tortuga de rierol (*Mauremys leprosa* Schweigger,1812) i la tortuga de tempes roges (*Trachemys scripta elegans* WIED,1838) al delta del Llobregat: Implicacions en la gestió d'espècies. Master Thesis. University of Barcelona]. https://doi.org/10.13140/RG.2.1.1061.7048. 56pp.

Franch, M., Bravo, X., Llorenta, M., Montori, A., & San Sebastián, O. (2007). Estudio de la conectividad entre núcleos poblacionales de galápago europeo en Girona: una herramienta de conservación de especies amenazadas. Caja Madrid Obra Social. 90pp.

Franch, M., Llorente, G. A., Rieradevall, M., Montori, A., & Cañedo-Argüelles, M. (2022). Coexistence of native and invasive freshwater turtles: The Llobregat Delta (NE Iberian Peninsula) as a case study. *Land*, *11*(9), 1582.

Franch, M., Montori, A., Sillero, N., & Llorente, G. A. (2015). Temporal analysis of *Mauremys leprosa* (*Testudines, Geoemydidae*) distribution in northeastern Iberia: unusual increase in the distribution of a native species. *Hydrobiologia*, *757*, 129-142. https://doi.org/10.1007/s10750-015-2247-8

Fritz, U. (2001). *Mauremys* Gray, 1870 — Bachschildkröten. In U. Fritz (Ed.), *Handbuch der Amphibien und Reptilien Europas: Land- und Sumpfschildkröten* 35–42.

Gahmous, S. A., Tiar, G., Tiar-Saadi, M., Bouslama, Z., & Široký, P. (2022). Reproductive traits demonstrate how well the Mediterranean stripe-necked turtle *Mauremys leprosa* can flourish under highly degraded–polluted conditions. *Biology*, 11(11), 1562. https://doi.org/10.3390/biology11111562

Generalitat de Catalunya. (2008). *Decret Legislatiu 2/2008, de 15 d'abril, pel qual s'aprova el text refós de la Llei de protecció dels animals*. Diari Oficial de la Generalitat de Catalunya (DOGC), 5113, 31770–31806, [Recuperat el 22 de març de 2024]. https://dogc.gencat.cat/ca/document-del-dogc/?documentId=505061

Generalitat de Catalunya. (2022). *Decret 172/2022, de 20 de setembre, pel qual s'aprova el Catàleg de fauna salvatge autòctona amenaçada i s'estableixen mesures de protecció i conservació de la fauna salvatge autòctona protegida*. Diari Oficial de la Generalitat de Catalunya (DOGC), 8756, 1–28, [Recuperat el 22 de març de 2024]. https://dogc.gencat.cat/ca/document-del-dogc/?documentId=937803

Generalitat de Catalunya – Departament de Medi Ambient i Sostenibilitat (2024). *Captura científica, de gestió o educativa*; [recuperat el 11 d'agost de 2024]. https://www.google.com/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=&ved=2ahUKEwjE4NCOgO2HAxURRqQEHTwIEekQFnoECBYQAQ&url=https%3A%2F%2Fterritori.gencat.cat%2Fca%2Ftramits%2Ftramits-temes%2FAutoritzacio-per-a-la-captura-dexemplars-de-la-fauna-salvatge-per-motius-cientifics-de-gestio-o-educatius&usg=AOvVaw3u1Fg-bUUxBya3tXwZCCp_&opi=89978449

Generalitat de Catalunya - Departament de Territori. (2024). *Autorització per a la captura d'exemplars de la fauna salvatge per motius científics, de gestió o educatius;* [recuperat el 11 de Agost de 2024]. https://www.google.com/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=&ved=2ahUKEwjE4NCOgO2HAxURRqQEHTwIEekQFnoECBYQAQ&url=https%3A%2F%2Fterritori.gencat.cat%2Fca%2Ftramits%2Ftramits-temes%2FAutoritzacio-per-a-la-captura-dexemplars-de-la-fauna-salvatge-per-motius-cientifics-de-gestio-o-educatius&usg=AOvVaw3u1Fg-bUUxBya3tXwZCCp_&opi=89978449

Generalitat de Catalunya. (2025). Història de protecció. *Parc Natural de l'Albera*, [Recuperat el 12 de febrer de 2025]. https://parcsnaturals.gencat.cat/es/xarxa-de-parcs/albera/el-paratge/historia-de-proteccio/

Georges, A., Guarino, F., White, M. (2006). Sex-ratio bias across populations of a freshwater turtle (*Testudines : Chelidae*) with genotypic sex determination. Wildlife Research 33, 475. https://doi.org/10.1071/WR06047

Hassani, M. S. E., Slimani, T., & Bonnet, X. (2019). Morphological and physiological assessments reveal that freshwater turtle (*Mauremys leprosa*) can flourish under extremely degraded-polluted conditions. *Chemosphere*, *220*, 432-441. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.12.142

Héritier, L., Meistertzheim, A. L., & Verneau, O. (2017). Oxidative stress biomarkers in the Mediterranean pond turtle (*Mauremys leprosa*) reveal contrasted aquatic environments in Southern France. *Chemosphere*, *183*, 332-338. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.05.116.

Huyer, S. (2015). Is the gender gap narrowing in science and engineering.*UNESCO science report: towards*, *2030*, 85-103.

Institut Cartogràfic i Geològic de Catalunya (2025). *Vissir3*: Visor d'informació sobre serveis i infraestructures en línia; [Recuperat el 4 de agost de 2024]. http://srv.icgc.cat/vissir3/

Institut d'Estadística de Catalunya (2025). El municipi en xifres*: Rabós.* Idescat; [recuperat el 530 de Febrerjuliol de 20254]. https://www.idescat.cat/emex/?id=171432&lang=es

International Union for Conservation of Nature. (2024). *Mauremys leprosa*. The IUCN Red List of Threatened Species 2023. https://www.iucnredlist.org

Iverson, J. B. (1991). Patterns of survivorship in turtles (order *Testudines*). *Canadian Journal of Zoology*, *69*(2), 385-391. https://doi.org/10.1139/z91-060

Janzen, F. J., & Warner, D. A. (2009). Parent–offspring conflict and selection on egg size in turtles. *Journal of Evolutionary Biology*, *22*(11), 2222-2230.Jones, M. T., & Sievert, P. R. (2009). Effects of stochastic flood disturbance on adult wood turtles, *Glyptemys insculpta*, in Massachusetts. *The Canadian Field-Naturalist*, *123*(4), 313-322. https://doi.org/10.1111/j.1420-9101.2009.01838.x

Jefatura del Estado. (2007). *Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad*. Boletín Oficial del Estado (BOE), 299, 51275–51327. [Recuperat el 22 de març de 2024]. https://www.boe.es/eli/es/l/2007/12/13/42

Jones, M. T., & Sievert, P. R. (2009). Effects of stochastic flood disturbance on adult wood turtles, *Glyptemys insculpta*, in Massachusetts. *The Canadian Field-Naturalist*, *123*(4), 313-322. https://doi.org/10.22621/cfn.v123i4.1000

Jorgewich-Cohen, G., Henrique, R. S., Dias, P. H., & Sánchez-Villagra, M. R. (2022). The evolution of reproductive strategies in turtles. *PeerJ*, *10*, e13014. https://doi.org/10.7717/peerj.13014

Keller C., 1997. Ecología de poblaciones de *Mauremys leprosa* y *Emys orbicularis* en el Parque Nacional de Doñana. PhD Thesis, Universidad de Sevilla. 197pp.

Le Gal, A. S., Priol, P., Georges, J. Y., & Verneau, O. (2023). Population structure and dynamics of the Mediterranean Pond Turtle *Mauremys leprosa* (Schweigger, 1812) in contrasted polluted aquatic environments. *Environmental Pollution*, *330*, 121746. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.121746

Litzgus, J. D. (2006). Sex differences in longevity in the spotted turtle (*Clemmys guttata*). Copeia, 2006(2), 281-288. https://doi.org/10.1643/0045-8511(2006)6[281:SDILIT]2.0.CO;2

Litzgus, J. D., Bolton, F., & Schulte-Hostedde, A. I. (2008). Reproductive output depends on body condition in spotted turtles (*Clemmys guttata*). *Copeia*, *2008*(1), 86-92. https://doi.org/10.1643/CH-07-093

Loulida, S., Znari, M., Naimi, M., & Aabid, A. (2023). Intra-and inter-drainage variation in population structure, body condition, shape morphology and sexual dimorphism in *Mauremys leprosa* saharica from southern Morocco. *Acta Herpetologica*, *18*(2), 87-103.

Loulida, S., Znari, M., Naimi, M., & Bendami, S. (2021). Population structure and body size of the Sahara blue-eyed pond turtle *Mauremys leprosa* saharica, from an isolated pond in the Lower Draa Basin, southern Morocco. *Environmental Science and Pollution Research*, *28*(18), 23174-23181. https://doi.org/10.1007/s11356-020-12331-5

Meek, R. (1987). Aspects of the population ecology of *Mauremys caspica* in Northwest Africa. Herpetological Journal 1:130.

Meyer, L., Du Preez, L., Bonneau, E., Héritier, L., Quintana, M. F., Valdeón, A., & Verneau, O. (2015). Parasite host-switching from the invasive American red-eared slider, *Trachemys scripta elegans*, to the native Mediterranean pond turtle, *Mauremys leprosa*, in natural environments. *Aquatic Invasions*, *10*(1), 79-91.

Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. (n.d.). *Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España*. https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/servicios/banco-datos-naturaleza/informacion-disponible/ieet_anfib_reptl_atlas.html

Naimi, M., Znari, M., Lovich, J. E., Feddadi, Y., & Baamrane, M. A. A. (2012). Clutch and egg allometry of the turtle *Mauremys leprosa* (*Chelonia: Geoemydidae*) from a polluted peri-urban river in west-central Morocco. *The Herpetological Journal*, *22*(1), 43-49.

Nowacki, A. (2017). Chi-square and Fisher's exact tests. Cleve Clin J Med, 84 (9 suppl 2), e20-e25. doi:10.3949/ccjm.84.s2.04

Okada, Y., Yabe, T., & Oda, S. I. (2010). Temperature-dependent sex determination in the Japanese pond turtle, *Mauremys japonica* (*Reptilia: Geoemydidae*). *Current Herpetology*, *29*(1), 1-10. https://doi.org/10.3105/018.029.0101

Olivier, A. (2002). Ecologie, traits d'histoire de vie et conservation d'une population de Cistude d'Europe *Emys orbicularis* en Camargue. Laboratoire de Biogéographie et Ecologie des Vertébrés. PhD Thesis, Ecole Pratique des Hautes Etudes

Otten, J. G., & Refsnider, J. M. (2024). Bigger is better: age class-specific survival rates in long-lived turtles increase with size. *The Journal of Wildlife Management*, *88*(3), e22544. https://doi.org/10.1002/jwmg.22544

Otten, J. G., Williams, L., & Refsnider, J. M. (2023). Assessing translocation success and long-distance homing in riverine turtles 10 years after a freshwater oil spill. *Conservation Science and Practice*, *5*(4), e12922. https://doi.org/10.1111/csp2.12922

Owen-Jones, Z., Priol, P., Thienpont, S., Cheylan, M., Sauret, G., Coïc, C., & Besnard, A. (2016). The contrasting effects of short-and long-term habitat drainage on the population dynamics of freshwater turtles in a human-dominated landscape. *Freshwater Biology*, *61*(1), 121-132. https://doi.org/10.1111/fwb.12687

Palacios, C., Urrutia, C., Knapp, N., Franch, M., Bertolero, A., et al. (2015). Demographic structure and genetic diversity of *Mauremys leprosa* in its northern range reveal new populations and a mixed origin. *Salamandra, 51*(3), 221–230.

Pérez-Santigosa, N. (2007). Ecología del galápago exótico, *Trachemys scripta elegans*, en la península Ibérica. Efectos sobre las poblaciones de *Mauremys leprosa* y *Emys orbicularis*. PhD Thesis, Universidad de Sevilla.

Pleguezuelos, J. M., Márquez, R., & Lizana, M. (Eds.). (2002). *Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-

Asociación Herpetológica Española. https://www.miteco.gob.es/content/dam/miteco/es/biodiversidad/temas/inventarios-nacionales/cap_0_tcm30-98873.pdf

R Core Team (2024). R: A Language and Environment for Statistical Computing. R *Foundation for Statistical Computing*, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>.

Ramdani, K., Ziane, N., Younsi, M., Krinah, C. B., Bouchahdane, I., & Rouag, R. (2024). Body Size and Ectoparasitic Infestations in the Mediterranean Pond Turtle *Mauremys leprosa* (*Testudines, Geoemydidae*) in Majen Belahriti Pond (North-Eastern Algeria). *Zoodiversity*, *58*(3). https://doi.org/10.15407/zoo2024.03.231

Rhodin, A. G., Stanford, C. B., Van Dijk, P. P., Eisemberg, C., Luiselli, L., Mittermeier, R. A., ... & Vogt, R. C. (2018). Global conservation status of turtles and tortoises (order *Testudines*). *Chelonian conservation and biology*, *17*(2), 135-161. https://doi.org/10.2744/CCB-1348.1

Roberts, H. P., Willey, L. L., Jones, M. T., Akre, T. S., King, D. I., Kleopfer, J., ... & Zarate, B. (2023). Is the future female for turtles? Climate change and wetland configuration predict sex ratios of a freshwater species. *Global Change Biology*, 29(10), 2643-2654. https://doi.org/10.1111/gcb.16625

Ross, D. A., & Anderson, R. K. (1990). Habitat use, movements, and nesting of *Emydoidea blandingi* in central Wisconsin. *Journal of Herpetology*, 6-12. https://doi.org/10.2307/1564283

Rowe, J.W., and E.O. Moll. (1991). A radiotelemetric study of activity and movements of the Blanding's Turtle (*Emydoidea blandingi*) in Northeastern Illinois. *Journal of Herpetology* 25:178–185. https://doi.org/10.2307/1564646

Schwarz, C. J., & Arnason, A. N. (1996). A general methodology for the analysis of capture-recapture experiments in open populations. *Biometrics*, 860-873. https://doi.org/10.2307/2533048.

Symonds, M. R., & Moussalli, A. (2011). A brief guide to model selection, multimodel inference and model averaging in behavioural ecology using Akaike's information criterion. *Behavioral ecology and sociobiology*, *65*, 13-21. https://doi.org/10.1007/s00265-010-1037-6

Segurado, P. (2000). *Modelação da distribuição e da abundância local do cágado-mediterrânico (Mauremys leprosa) e do cágado-de-carapaça-estriada (Emys orbicularis) em Portugal*. Master Thesis. Instituto Superior de Agronomia, Portugal.

Segurado, P., Fernández, C. A., & Rivera, A. C. (2005). L'émyde lépreuse *Mauremys leprosa* dans la péninsule ibérique. *Manouria*, 8, 26–27.

Servei Meteorològic de Catalunya. (2025). *Climatologia XEMA*; [recuperat el 26 de juliol de 2024]. https://www.meteo.cat/wpweb/climatologia/el-clima/climatologia-xema/

Slimani, T., El Hassani, M. S., El Mouden, E. H., Bonnet, M., Bustamante, P., Brischoux, F., & Bonnet, X. (2018). Large-scale geographic patterns of mercury contamination in Morocco revealed by freshwater turtles. *Environmental Science and Pollution Research*, *25*, 2350-2360. https://doi.org/10.1007/s11356-017-0643-5

Soler, J., Martínez, A., Portabella, C., & Agustí, V. (2005). Estat i conservació de la tortuga de rierol *Mauremys leprosa* al Parc del Foix. *I Trobada d'Estudiosos del Foix, Diputación de Barcelona*, 73-79.

Temple, H. J., & Cox, N. (2009). *European red list of reptiles*. Office for Official Publications of the European Communities.

Thompson, M. M., Coe, B. H., Andrews, R. M., Stauffer, D. F., Cristol, D. A., Crossley II, D. A., & Hopkins, W. A. (2018). Major global changes interact to cause male-biased sex ratios in a reptile with temperature-dependent sex determination. *Biological Conservation*, 222, 64-74. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.03.006

United Nations Environment Programme. (2020). *State of the environment and development in the Mediterranean* (Report No. DEP/2294/NA). https://planbleu.org/wp-content/uploads/2020/11/SoED-Full-Report.pdf

Vroom, T. (1986). On population of *Mauremys leprosa* in the monts ALBERES. Alt Empordà, Catalony. In: 1eres Jornades d'Estudi de l'Albera, La Jonquera, octubre 1986 [Inèdit].