



UNIVERSIDAD DE JAÉN
Facultad de Ciencias Experimentales

Trabajo Fin de Grado

**VALORACIÓN DE LA SITUACIÓN
POBLACIONAL DE HERPETOS
EN LA "RESERVA NATURAL
CONCERTADA CHARCA DE
SUÁREZ" (MOTRIL, GRANADA)**

Alumno/a: Javier Márquez Domínguez

Enero, 2024



Trabajo Fin de Grado

Valoración de la situación poblacional de herpetos en la "Reserva Natural Concertada Charca de Suárez" (Motril, Granada)

Javier Márquez Domínguez
Jaén, Enero 2024

ÍNDICE

RESUMEN	3
1. INTRODUCCIÓN.....	4
1.1 Anfibios y reptiles de la fauna ibérica	4
1.2 Anfibios de la península ibérica	6
1.3 Reptiles de la península ibérica	8
1.4 Humedales. Importancia y situación actual.....	11
1.5 Anfibios y reptiles en RNC Charca de Suárez	12
1.5.1 Ranita meridional. Introducción y estado de conservación	12
1.5.2 Camaleón común. Introducción y estado de conservación	15
2. OBJETIVOS.....	18
2.1 Valoración sobre la situación poblacional de <i>Hyla meridionalis</i> y <i>Chamaeleo chamaeleon</i> en la RNC Charca de Suárez	18
3. MATERIAL Y MÉTODOS.....	18
3.1 Área de estudio.....	18
3.2 Materiales.....	19
3.3 Modelo de estudio	19
3.3.1 Censos: Descripción, recorrido, duración y datos a recolectar.....	19
3.4 Métodos estadísticos: Excel y RStudio	21
3.4.1 Excel: Censos y estaciones meteorológicas.....	21
3.4.2 Análisis de series de temporales	24
3.4.2.1 Tratamiento estadístico.....	25
4. VALORACIÓN DE RESULTADOS, DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES	32
4.1 Métodos alternativos: transecto lineal y captura-marcaje-recaptura	32
4.2 <i>Hyla meridionalis</i> : Situación actual de su población.....	34
4.3 Conclusiones y plan de manejo para <i>Hyla meridionalis</i>	37
Bibliografía	39
ANEXOS.....	47

RESUMEN

Durante millones de años, la historia geológica y sus barreras han provocado el surgimiento de numerosos endemismos y especies únicas que enriquecen nuestra fauna, siendo España, dentro del ámbito europeo, uno de los países que mayor variedad de anfibios y reptiles posee.

En este estudio se valorará la situación poblacional de dos especies cuya endemidad y singularidad en la costa granadina los convierten en exponentes de gran importancia para la fauna local: *Hyla meridionalis* y *Chamaeleo chamaeleon*. Se procede a realizar una evaluación de la dinámica poblacional de estas especies a partir de los datos de muestreo correspondientes al periodo 2021-2023, incorporando al análisis un conjunto de variables climáticas recogidas en estaciones meteorológicas próximas a la zona de estudio. Una vez obtenidos los resultados acerca del estado que presentan ambas poblaciones se establece la situación local de las mismas y se discuten posibles métodos de manejo para salvaguardar a las especies cuyas poblaciones se encuentren en estado de amenaza.

ABSTRACT

For millions of years, geological history and its barriers have caused the emergence of numerous endemisms and unique species that enrich our fauna, with Spain, within Europe, being one of the countries with the greatest variety of amphibians and reptiles. In this study, the population status of two species will be assessed, *Hyla meridionalis* and *Chamaeleo chamaeleon*, whose endemity and uniqueness on the Granada coast make them very important exponents for the local fauna. An evaluation of the population dynamics of these species is carried out based on the sampling data corresponding to the period 2021-2023, incorporating into the analysis a set of climatic variables collected in weather stations close to the study area. Once the results regarding the status of both populations are obtained, their local situation is established, and possible management methods are discussed to safeguard the species whose populations are in a state of threat.

Palabras clave: Herpetofauna, *Hyla meridionalis*, *Chamaelo chamaeleon*, censado, dinámica poblacional.

Keywords: Herpetofauna, *Hyla meridionalis*, *Chamaelo chamaeleon*, census, population dynamics.

1. INTRODUCCIÓN

1.1 Anfibios y reptiles de la fauna ibérica

Anfibios y reptiles son sensibles a los cambios en el entorno y cualquier tipo de degradación en su hábitat afecta a ambos, dado que sus hábitos reproductivos los mantienen ligados a un biotopo específico (Lizana & Viejo, 2007). Por otra parte, el estudio de estos puede abordarse de forma combinada al compartir la misma metodología de muestreo (Etxezarreta & Rubio, 2003; Kacoliris et al., 2009).

El *Atlas y Libro rojo de anfibios y reptiles de España* (Pleguezuelos et al., 2002) recoge un total de 122 especies (35 especies de anfibios y 87 especies de reptiles), cuyo porcentaje de endemismos alcanza el 45% de las especies. Esto pone de manifiesto la gran responsabilidad que supone su correcta conservación y gestión (Lizana & Viejo, 2007). Las comunidades que integran la fauna de anfibios y reptiles son resultado de diferentes procesos de especiación, extinción e inmigración (Pleguezuelos & Martínez-Rica, 1997). Los procesos evolutivos a los que han sido sometidas las poblaciones de estas especies, así como su distribución actual se encuentra altamente influenciados por la historia geológica, así como por las barreras que esta misma genera en los biotopos que habitan (Marquina Blasco, 2022). Estas barreras impiden que los organismos se desplacen hacia nuevas zonas habitables ya que, para muchos reptiles y anfibios, barreras como pueden ser las cordilleras de gran altitud, frecuentemente ligadas a glaciario, o las extensas masas de agua salada impiden su expansión. La desaparición de estas barreras facilita la inmigración de otras especies al territorio, ajustando la biodiversidad y comunidades locales, provocando generalmente procesos de extinción en las biotas desequilibradas (Barbadillo et al., 1999).

A la hora de estudiar el origen de la fauna de anfibios y reptiles en nuestro país, el registro fósil es importante a la hora de reconstruir la historia vital de distintos grupos de organismos (Barbadillo et al., 1999). Para la mayoría de las familias en las que se encuentran incluidas estos taxones, podemos tomar como referencia el final del

Mesozoico dentro del registro fósil, hace 65 millones de años durante la crisis al final del periodo Cretácico. Cabe considerar que en algunos casos podemos encontrar un registro fósil anterior a esta fecha, como ocurre con las familias Salamandridae y Discoglossidae (Pleguezuelos & Martínez-Rica, 1997).

A partir del periodo Eoceno se detecta una gran variedad taxonómica entre la que podemos destacar la correspondiente a las familias Leptodactylidae, Iguanidae, Agaminae, Helodermatidae, Rhacophoridae y Microhylidae, debido al predominio de un clima tropical, la configuración como archipiélago del continente europeo y la conexión paleogeográfica con Norteamérica. Esto habría permitido la inmigración de una amplia variedad de especies (Pleguezuelos & Martínez-Rica, 1997). La degradación climática acontecida durante el Eoceno medio provocó un empobrecimiento de la biodiversidad. En la transición Eoceno-Oligoceno, condicionada por la desaparición del estrecho de Turgai, tuvo lugar un evento global precipitado y acusado (*Terminal Eocene Event* -TEE). Durante el TEE se registró una inmigración de fauna continental que causó la extinción de distintas especies insulares (Ruptura faunística de Stehlin). En este periodo se generan profundos ajustes y modificaciones en las comunidades de anfibios y reptiles. Posteriormente, durante el Mioceno, se produjeron intercambios de fauna entre África y Europa, como constata la presencia de camaleones en Europa central durante este periodo (Yus Ramos et al., 2006). Al final del Mioceno se producen dos eventos importantes, la integración del macizo bético en la península ibérica y las desecaciones del mar Mediterráneo. Posteriormente, las condiciones de aislamiento determinadas por la apertura del estrecho de Gibraltar provocaron procesos de evolución vicariante entre las faunas del norte de África y las establecidas en la península ibérica. Estos últimos eventos han determinado que podamos encontrar a ambos lados del estrecho especies que se encuentran emparentadas, así como la aparición de endemismos en las Islas Baleares (Barbadillo et al., 1999). Finalmente, la sucesión de episodios glaciales durante el cuaternario en la península ibérica ha tenido una gran incidencia sobre la fauna peninsular de diversos grupos (Pleguezuelos & Martínez-Rica, 1997; Lobo et al., 2016; Bisbal-Chinesta & Blain, 2018). Fueron estos cambios glaciares los que provocaron el aislamiento de especies que, hasta aquel entonces, eran comunes en otros territorios, ya que lugares como la península ibérica, la península balcánica o Italia sirvieron de refugio para distintas especies de carácter termófilo, desde los que expandieron su distribución a Europa central durante los periodos interglaciares. Estos

procesos de especiación, que pueden ser constatados mediante estudios genéticos, demuestran la gran capacidad de diferenciación de seres vivos como los reptiles y anfibios ante nuevos hábitats (Barbadillo et al., 1999; Hewitt, 1996, 2000; Abellán & Svenning, 2014).

Estos antecedentes justifican el gran porcentaje de endemismos que comentamos previamente, y en la actualidad se siguen describiendo nuevas especies (Guedes, 2019). Por ejemplo, en cuanto a anfibios podemos destacar a *Rana pyrenaica*, *Pelodytes ibericus* o *Triturus pygmaeus*, mientras que, en relación a los reptiles, cabe señalar distintas lagartijas del grupo *Iberolacerta* (Pleguezuelos & Martínez-Rica, 1997).

1.2 Anfibios de la península ibérica

Actualmente se considera la existencia de 36 especies en territorio español pertenecientes a 7 familias que habitan la Península Ibérica, Baleares y Canarias. Cabe destacar que algunas especies de anfibios fueron introducidas de forma artificial en los archipiélagos. De las 35 especies mencionadas en España, al menos 12 son endémicas ibéricas y 5 son endémicas españolas, por lo que tienen una gran responsabilidad en su conservación al encontrarse únicamente dentro del margen territorial de nuestro país (Masó & Pijoan, 2011).

El orden Urodela tiene una sola familia en España, Salamandridae. Se han catalogado 12 especies, entre las que podemos destacar (I) la salamandra rabilarga (*Chioglossa lusitanica*), (II) el tritón pirenaico (*Calotriton asper*), (III) el tritón del Montseny (*Calotriton arnoldi*), (IV) el gallipato (*Pleurodeles waltl*). Pertenecientes al género *Salamandra* podemos encontrar a (I) la salamandra penibética (*Salamandra longirostris*) y (II) la salamandra común (*Salamandra salamandra*). Dentro de los tritones del género *Triturus* destacamos (I) el tritón pigmeo (*Triturus pygmaeus*) y (II) el tritón jaspeado (*Triturus marmoratus*). Dentro del género *Lissotriton* podemos encontrar especies como (I) el tritón palmeado (*Lissotriton helveticus*) y (II) el tritón ibérico (*Lissotriton boscai*). Como único representante del género *Ichthyosaura* constatamos al tritón alpino (*Ichthyosaura alpestris*) (Lizana & Viejo, 2007; Masó & Pijoan, 2011; Speybroeck et al., 2017; Bosch et al., 2021).

En el territorio español, los anuros incluyen al menos 23 especies, distribuidas en seis familias. Al menos dos especies se encuentran presentes en los territorios transfronterizos del norte de África (Masó & Pijoan; 2011), el sapo moruno (*Sclerophrys mauritanica*) y la rana verde africana (*Rana saharica*).

La familia Discoglossidae alberga a los anuros más primitivos de nuestra fauna. Reúne cuatro especies pertenecientes a los géneros *Alytes* y *Discoglossus*. El género *Alytes* contiene a los denominados sapos parteros ibéricos, un conjunto de cuatro especies, de las cuales tres son endemismos. Estas son, (I) el sapo partero ibérico (*Alytes cisternasi*), endemismo ibérico resultado de varias fragmentaciones de su población y posterior colonización geográfica por el territorio debido a las glaciaciones acontecidas durante el pleistoceno, (II) el sapo partero de las sierras béticas (*Alytes dickhilleni*), (III) el sapo partero de las Baleares (*Alytes muletensis*) y (IV) el sapo partero común (*Alytes obstetricans*). De este último se discute su división en 4 subespecies: *A. o. almogavarii*, *A. o. pertinax*, *A. o. boscai* y *A. o. obstetricans* (Masó & Pijoan, 2011; Speybroeck et al., 2017).

Dentro del género *Discoglossus* se han descrito tres especies, de las que dos especies, (I) el sapillo pintojo ibérico (*Discoglossus galganoi*) y (II) el sapillo pintojo meridional (*Discoglossus jeanneae*), son endémicas de la península ibérica, mientras que el sapillo pintojo mediterráneo (III) (*Discoglossus pictus*) se trata de una especie invasora (Lizana & Viejo, 2007; Masó & Pijoan, 2011; Speybroeck et al; 2017; Villero et al., 2022).

La familia Hylidae posee 3 representantes en España, (I) la ranita de San Antonio (*Hyla arborea*), (II) la ranita meridional (*Hyla meridionalis*) y (III) la ranita de San Antón (*Hyla molleri*) que fue considerada por muchos años una subespecie de la anteriormente citada *Hyla arborea* (Drillon et al., 2019). En este trabajo se profundizará posteriormente en *Hyla meridionalis* como exponente de gran importancia perteneciente al género *Hyla* en el área de estudio.

La familia Bufonidae incluye, mayoritariamente, a los tipos de sapo terrestre más comunes, y pertenecen a los géneros *Epidalea* y *Bufo*, (I) el sapo común (*Bufo bufo*), (II) el sapo común ibérico (*Bufo spinosus*) y (III) el sapo corredor (*Epidalea calamita*),

cuya distribución se extiende hasta el sureste de Europa y Europa central (Speybroeck et al., 2017).

La familia Pelobatidae sólo posee a *Pelobates cultripes* como única especie en territorio español (Masó & Pijoan, 2011).

La familia Pelodytidae es una de las familias más antiguas de anuros que únicamente comprende a los sapillos moteados del género *Pelodytes*, y en España cuenta con dos especies, (I) el sapillo moteado común (*Pelodytes punctatus*) y una especie endémica de la península ibérica, (II) el sapillo moteado ibérico (*Pelodytes ibericus*), (Pleguezuelos & Martínez-Rica, 1997; Masó & Pijoan, 2011).

Por último, la familia Ranidae incluye en su haber un total de 7 especies. Dentro de las ranas verdes encontramos a la rana verde norteafricana (I) (*Rana saharica*) y la rana verde común (II) (*Pelophylax perezi*) cuya hibridación con *Pelophylax ridibundus* da lugar a (III) la rana híbrida de Graf (*Pelophylax kl. grafi*), que no se trata de una especie al uso, sino de un kleptón (Crochet et al., 1995). En cuanto a las ranas pardas, podemos encontrar especies endémicas como (IV) la rana patilarga (*Rana iberica*), (V) la rana bermeja (*Rana temporaria*), (VI) la rana ágil (*Rana dalmatina*), y por último un endemismo español, (VII) la rana del Pirineo (*Rana pyrenaica*) (Masó & Pijoan; Bosch et al., 2021).

Según lo expuesto, las familias Discoglossidae y Salamandridae agrupan un mayor número de endemismos, seguidos por la familia Ranidae, que incluye dos endemismos y la familia Pelodytidae con sólo un endemismo (Lizana & Viejo, 2007; Masó & Pijoan, 2011; Speybroeck et al., 2017).

1.3 Reptiles de la península ibérica

Concretar un referente al número total de especies que comprenden los reptiles en la península ibérica resulta un esfuerzo complicado teniendo en cuenta la rapidez con la que son descritas año tras año numerosas especies, pero por lo general podemos tener en cuenta un total de, aproximadamente, 87-88 especies (Masó & Pijoan, 2011).

Los Quelonios están representados por nueve especies de tortugas, amenazadas en diverso grado, de las cuales cinco son especies marinas (*Dermochelys coriacea*, *Eretmochelys imbricata*, *Caretta caretta*, *Lepidochelys kempii*, *Lepidochelys olivacea* y *Chelonia mydas*), dos son tortugas terrestres (*Testudo hermanni* y *Testudo graeca*) y dos son especies de galápagos (*Mauremys leprosa* y *Emys orbicularis*) (Masó & Pijoan, 2011; Speybroeck et al., 2017).

Uno de los grupos más importantes en cuanto a diversidad es el grupo Escamosos, con numerosos representantes en la península ibérica.

Dentro de la familia Chamaeleonidae, se encuentra únicamente el camaleón común (*Chamaeleo chamaeleon*), con una distribución que abarca el norte de África y sur de la península ibérica (Díaz-Paniagua & Mateo, 2015).

La superfamilia Gekkonoidea (antigua familia Gekkonidae) incluye a los filodactílicos del género *Tarentola*, siendo la salamanquesa común (*T. mauritanica*) y los cuatro perenquenes de las islas Canarias (*T. angustimentalis*, *T. boettgeri*, *T. delalandii* y *T. gomerensis*) exponentes de la familia *Phyllodactylidae*. Por otra parte, la salamanquesa rosada (*Hemidactylus turcicus*) es el único gecónido en la península (Masó & Pijoan, 2011; Speybroeck et al., 2017).

Respecto a la familia Scincidae debemos mencionar (I) al eslizón ibérico (*Chalcides bedriagai*), una especie endémica. Dentro de la misma familia se encuentran (II) el eslizón tridáctilo (*Chalcides striatus*), y (III) el eslizón ocelado (*Chalcides ocellatus*). La herpetofauna canaria incorpora otras tres especies de eslizón que son endémicas de dichas islas: (IV) *Chalcides sexlineatus*, (V) *Chalcides viridanus* y (VI) *Chalcides simonyi*.

Como reptil ápodo destaca el lución (*Anguis fragilis*) perteneciente a la familia Anguillidae. Dentro de los ápodos podemos encontrar también a las denominadas culebrillas ciegas del género *Blanus*, siendo *B. cinereus* y *B. mariae* sus únicos representantes en territorio español (Lizana & Viejo, 2007; Masó & Pijoan, 2011).

La familia Lacertidae está compuesta por dos grupos: los lagartos ibéricos y las lagartijas. Dentro de los lagartos ibéricos se encuentran exponentes del género *Timon* como el lagarto ocelado (*Timon lepidus*), y otros pertenecientes al género *Lacerta* como (I) el lagarto ágil (*Lacerta agilis*), (II) el lagarto verde occidental (*Lacerta*

bilineata) y endemismos ibéricos, como (III) el lagarto verdinegro (*Lacerta schreiberi*) (Masó & Pijoan, 2011; Speybroeck et al., 2017).

En lo que a lagartijas se refiere, podemos encontrar diferentes géneros en España, como lo son *Psammodromus*, *Acanthodactylus*, *Algyroides*, *Zootoca*, *Iberolacerta*, *Podarcis* y *Scelaris* (Salvador et al., 2021). El género *Psammodromus* cuenta con especies como la lagartija cenicienta (*P. hispanicus*) que ha sido dividida en tres especies diferentes: *P. hispanicus*, *P. edwardsianus* y *P. occidentalis* (Masó & Pijoan, 2011), siendo las otras especies *P. algirus*, *P. manuelae* y *P. jeanneae* (Carretero et al., 2015).

En lo que respecta al género *Acanthodactylus* sólo existe un representante en la península, siendo este la lagartija colirroja (*A. erythrurus*) (Masó & Pijoan, 2011; Speybroeck et al., 2017). Dentro del género *Algyroides* encontramos a la lagartija de Valverde (*A. marchi*) que se trata de un endemismo español (Carretero et al., 2015). En el género *Zootoca*, como ocurre en los géneros mencionados anteriormente, sólo posee un representante en la península ibérica, siendo este la lagartija de turbera (*Z. vivipara*) (Salvador et al., 2021).

En el género *Iberolacerta* se incluye un grupo de 6 especies endémicas españolas, siendo estas *I. cyreni*, *I. martinezricai*, *I. galani*, *I. aranica*, *I. aurelioi* e *I. bonnali*. Las *I. monticola* del Sistema Central se diferenciaron en dos especies diferentes, siendo estas *I. cyreni* e *I. martinezricai*. (Lizana & Viejo, 2007; Masó & Pijoan, 2011; Salvador et al., 2021; Naveira et al., 2023).

Del género *Podarcis* se conocen al menos 10 especies, de las cuales siete son ibéricas, dos baleares y una tiene estatus de introducida. Para abordar este género, debemos hablar primeramente del taxón *Podarcis hispanica*, que es tratado como especie única debido a la constante actualización en lo que a nuevas subespecies, morfotipos y poblaciones se refiere, pero por lo general dentro de este complejo de especies podemos integrar a *P. bocagei*, *P. carbonelli*, *P. virescens*, *P. vaucheri*, *P. gadarramae*, *P. liolepis* y *P. atrata*; siendo *P. muralis* ajena a dicho complejo (Harris & Sa-Sousa, 2002; Lizana & Viejo, 2007; Geniez et al., 2014; Speybroeck et al., 2017; Salvador et al., 2021).

La lagartija de Marruecos (*Scelarcis perspicillata*) constituye una especie del norte de África que ha sido introducida en la isla de Menorca (Masó y Pijoan, 2011; Speybroeck et al., 2017).

Existen 13 especies autóctonas de la península ibérica que pertenecen al grupo de los Ofidios. Hay 10 especies pertenecientes a la familia Colúbridos, entre las que destacamos a *Hemorrhois hippocrepis*, *Hierophis viridiflavus*, *Coronella austriaca*, *Coronella girondica*, *Macroprotodon brevis*, *Rhinechis scalaris*, *Malpolon monspessulanus*, *Natrix maura*, *Natrix astreptophora* y *Zamenis longissimus*; mientras que 3 especies pertenecen a la familia Viperidae, o serpientes venenosas, las cuales son *Vipera latastei*, *Vipera aspis* y *Vipera seoanei*, siendo esta última la única integrante de la familia que se trata de un endemismo ibérico (Lizana & Viejo, 2007; Masó & Pijoan, 2011; Carretero et al., 2015; Speybroeck et al., 2017).

Archipiélagos como las islas Baleares, Chafarinas o Canarias son zonas de una importancia herpetológica notable, ya que cuentan con un gran número de endemismos, siendo muy destacable las especies pertenecientes al género *Gallotia* en Canarias, aunque en el caso de islas Baleares se han señalado al menos diez especies de reptiles y anfibios introducidas de forma artificial, como es el caso de la ranita meridional (*Hyla meridionalis*), el galápago europeo (*Emys orbicularis*) y dos especies de tortugas terrestres (*Testudo graeca* y *T. hermanni*) (López-Jurado, 1992; Lizana & Viejo, 2007; Masó & Pijoan, 2011).

1.4 Humedales. Importancia y situación actual

España es el país europeo con un mayor número de humedales inventariados, y muchos de ellos se encuentran bajo una figura de protección (49 humedales de 2.500 se encuentran bajo protección del convenio Ramsar), (Durán et al., 2004). De acuerdo con el convenio Ramsar, un convenio intergubernamental aprobado en la ciudad de Ramsar (Irán), los humedales son áreas de agua, turberas, marismas y pantanos, ya sean artificiales o naturales que poseen una gran biodiversidad y un alto valor tanto ambiental como ecológico (Secretaría de la Convención de Ramsar, 2013), aunque la definición de humedal normalmente es puesta en debate por la perspectiva que tienen distintos autores al respecto. Los humedales son áreas donde el agua es un factor importante para determinar el medio ambiente y su flora y fauna asociadas (Mitsch & Gosselink, 2015).

El convenio Ramsar supuso un cambio de paradigma en lo que respecta al entendimiento de las zonas de humedal, no como zonas insalubres y perjudiciales,

sino como zonas realmente importantes para la conservación del hábitat y la biodiversidad, ya que muchos humedales, al fragmentar las poblaciones de distintos vertebrados, generan un gran número de endemismos, varios de ellos en estado de amenaza. Además, los humedales pueden beneficiar a la sociedad a través del uso racional de los recursos naturales que los mismos aportan, obteniendo en el proceso nuevas maneras de aplicar un desarrollo sostenible y una protección jurídica de los mismos (Xu et al., 2019).

Los humedales poseen una gran biodiversidad, secuestran el carbono atmosférico, renuevan los nutrientes del ecosistema y actúan como protección contra los fenómenos naturales y estabilizan el microclima, especialmente en zonas costeras, ofreciendo protección durante grandes tormentas y huracanes y controlando sus consecuentes inundaciones. La destrucción de diversos humedales en la actualidad debido a efectos del cambio climático, el cambio en usos del suelo y la contaminación ha provocado problemas de calidad del agua en los organismos acuáticos adyacentes, donde se ha observado un aumento de turbidez, sedimentación y eutrofización, convirtiéndose en el foco de proyectos de conservación del ecosistema (Bhowmik, 2022).

1.5 Anfibios y reptiles en RNC Charca de Suárez

Entre los anfibios y reptiles que podemos encontrar en la comarca de Motril podemos destacar anfibios del orden Anura, ya que no se conoce representación del orden Urodela dentro del área de estudio (Salvador et al., 2021); y reptiles pertenecientes al orden Quelonios (familia Bataguridae) y a los subórdenes Saurios (familias Scincidae, Chamaeleonidae, Lacertidae y superfamilia Gekkonoidea), Anfisbénidos (familia Anfisbenidae) y Ofidios (familias Colubridae y Viperidae) (Fernández-Cardenete et al., 2000; Lizana & Viejo, 2007; Casanova, 2011).

En este trabajo, nos centraremos en dos especies cuya conservación en sus respectivas áreas de distribución es de vital importancia: la ranita meridional (*Hyla meridionalis* Boettger, 1874) y el camaleón común (*Chamaeleo chamaeleon* Linnaeus, 1758).

1.5.1 Ranita meridional. Introducción y estado de conservación

Anuro de pequeño tamaño, sobre el cual se teoriza que proviene de Marruecos por expansión natural, aunque está confirmado que las poblaciones localizadas en el norte de España, sur de Francia e islas Canarias si proceden del norte de Marruecos, resultado de la acción humana (Sillero et al., 2014).

Anatómicamente posee una cabeza ancha, redondeada y corta, ojos dispuestos lateralmente y pupila elíptica horizontal con un iris dorado. El tímpano es visible y posee un tronco ensanchado junto a extremidades extensas con dedos, terminados en discos adhesivos, debido a su hábito de trepar, unidos a través de membranas interdigitales. La coloración ventral varía desde un color verde claro hasta un color marrón o gris, aunque esta tonalidad puede cambiar a tonos anaranjados durante la época de celo. Una línea de color oscuro que discurre desde el orificio nasal hasta la zona axilar es característica de esta especie, es disruptiva para la silueta del ojo y pasa también sobre el tímpano. Esta especie presenta dimorfismo sexual, ya que las hembras superan en tamaño a los machos, mientras que estos últimos poseen un saco vocal y desarrollan rugosidades en el primer dedo de la pata, aunque no siempre pueden verse (Fig. 1.5.1.1) (Pleguezuelos et al., 2003).



Figura 1.5.1.1 - Ejemplar adulto de *Hyla meridionalis*. Foto: Antonio Lorenzo

Durante la época de cría, los machos son los primeros en llegar a las zonas de reproducción, reclamando su territorio con un potente canto para ahuyentar posibles intrusos, que también terminan atrayendo a las hembras (Pleguezuelos et al., 2003). Su reproducción inicia en diciembre en las poblaciones de distribución sureña o en abril en las poblaciones del norte dentro de su distribución, y aunque se encuentra activa todo el año, no suele ser visible y es más difícil de encontrar durante el invierno (Speybroeck et al., 2017). Cuando la hembra desova, coloca los huevos cerca de la vegetación, y estos mismos eclosionan dos días después de la puesta (Pleguezuelos et al., 2003). Para la reproducción de la ranita meridional, esta especie, al igual que otros anfibios anuros, depende del comportamiento de canto (Calling behaviour), el cual es muy sensible ante los cambios de temperatura, ya que este comportamiento, junto a otros de carácter acústico en distintas especies de anuros, es regulado por la temperatura ambiental (Lluisa et al., 2013). El canto de *H. meridionalis* es inconfundible, por lo que nos ayuda a la hora de identificarla (Speybroeck et al., 2017).

Existen distintas poblaciones de *H. meridionalis* que se distribuyen, principalmente, en dos grupos parapatricos, uno el norte de África y otro establecido recientemente en el suroeste europeo, con una diferencia temporal de entre 2 y 12 millones de años. *H. meridionalis* puede colonizar nuevas áreas gracias a su capacidad de conservación de nichos ecológicos en ecosistemas acuáticos que, para otros anuros, son subóptimos. Sin embargo, estas nuevas poblaciones adquieren un carácter residual y marginal que, a lo largo del tiempo, puede producir deriva genética o procesos de cuellos de botella genéticos (Edenhamn et al., 2000, Broquet et al., 2010; Escoriza, 2015; Guedes, 2019).

En la península ibérica convive junto a otras especies del mismo género, *Hyla arborea* e *Hyla molleri*, especies con las que se observa presencia simpátrica (Recuero, 2015) y con quienes ha demostrado ser capaz de hibridar aunque existan 20 millones de años de divergencia evolutiva entre estas especies. Sin embargo, los descendientes son estériles, impidiendo la introgresión genética (Drillon et al., 2019).

La ranita meridional posee tres categorías UICN: preocupación menor (LC) a nivel global, casi amenazada (NT) en España y poco preocupante (LC) en Portugal. La principal amenaza que enfrenta *H. meridionalis* es la constante destrucción y deterioro

que sufre su hábitat, afectando sobre todo a las zonas que frecuentan para su reproducción. La eliminación de la vegetación propia de las riberas y la contaminación de las aguas debido al abandono de los métodos tradicionales de cultivo (Pleguezuelos et al., 2002) ha provocado que varias de sus poblaciones ibéricas se encuentran amenazadas o en peligro de extinción (Albert & Pijoan, 2011); y la acción de especies invasoras sobre sus larvas como *Gambusia holbrooki* son factores que amenazan sus poblaciones, con mayor riesgo en aquellas que se encuentran en el límite de su distribución (Paracuellos et al., 2017).

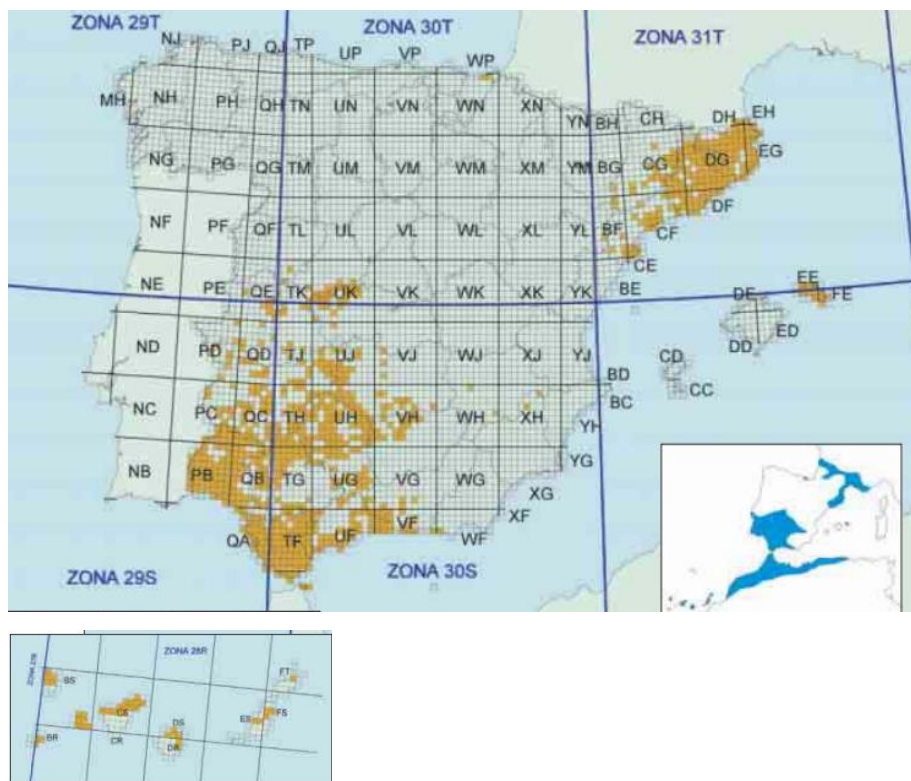


Figura 1.5.1.2 - Distribución natural de *Hyla meridionalis* en Europa (azul), en la península ibérica e islas Canarias (cuadrículas marcadas en amarillo). Adaptado de Pleguezuelos et al., 2002.

1.5.2 Camaleón común. Introducción y estado de conservación

El camaleón común es una de las 160 especies que pertenecen a la familia Chamaeleonidae. En el sur de la península ibérica se pueden encontrar distintas poblaciones con una distribución discontinua, aunque posee tres núcleos con continuidad geográfica diferenciados (núcleo oriental de Axarquía, poblaciones de Algarve y núcleo central de la provincia de Cádiz) (Díaz-Paniagua & Mateo, 2015). Es en esencia una especie norteafricana, aunque suele existir cierto debate sobre este tema, siendo más probable que sea, de hecho, una especie introducida (Díaz-

Paniagua & Mateo, 2015). Entre los hábitats que suele frecuentar el camaleón prefiere ecosistemas en los que predomina el desarrollo de matorrales y arbustos sobre los árboles, aunque ha demostrado una gran adaptación a entornos antropizados como los cultivos tradicionales (Cuadrado, 2015).

Morfológicamente comparte las mismas características con otras especies de camaleón pertenecientes a la familia Chamaeleonidae como lo son, por ejemplo, un cuerpo comprimido lateralmente, cola no autotómica prensil y ojos insertados en bases giratorias cuyas adaptaciones agrandan la imagen en la retina y le permiten determinar la distancia a la que se encuentra de su objetivo (Fig. 1.5.2.1) (Ketter-Katz et al., 2020). Su habilidad para poder cambiar de color es la más representativa, y es una gran ventaja debido a su capacidad locomotora reducida (Cuadrado et al., 2001) e influye en su ciclo reproductivo (Keren-Rotem et al., 2016). El camaleón es también un reptil ectotérmico, por lo que necesita una fuente externa de calor para su termorregulación, pudiendo variar su temperatura corporal entre los 10,4°C y los 31,6°C, tolerando un máximo de hasta 40°C. Es capaz de controlar su propia temperatura corporal gracias a la extensa paleta de colores que le provee su librea, aclarando u oscureciendo sus tonos según la temperatura ambiental (Yus Ramos et al., 2006).



Figura 1.5.2.1 - Juvenil de *Chamaeleo chamaeleon*. Foto: Javier Márquez Domínguez

Su dieta se basa en distintos grupos taxonómicos de insectos y, en algunas poblaciones africanas, vertebrados de pequeño tamaño, y son depredados generalmente por aves de presa como *Lanius meridionalis*, *Tyto alba*, *Falco tinnunculus* o especies invasoras como el gato doméstico (*Felis catus*). En cuanto a su ciclo biológico, su periodo de incubación dura desde octubre al verano siguiente y alcanzan su madurez sexual en un año (Yus Ramos et al., 2006). Para desovar deben bajar al suelo, exponiéndose a posibles atropellos durante su búsqueda de escondites (Díaz-Paniagua & Mateo, 2015). Su dinámica poblacional se ve muy determinada por la climatología a lo largo de ese año, ya que, en años lluviosos, la tasa de eclosión de los huevos puestos durante el año pasado disminuirá, mientras que la tasa de supervivencia de las hembras aumentará, siendo así que en años secos ocurre lo contrario, provocando que las poblaciones sufran variaciones respecto a sus individuos de un año a otro, siendo necesarios censos a largo plazo para estudiar su tendencia poblacional (Díaz-Paniagua et al., 1999a,b; Díaz-Paniagua et al., 2002).

No se encuentra catalogado en la categoría mundial UICN, aunque posee la categoría NT en España (Casi amenazada). Entre los factores que amenazan al camaleón común se encuentran la destrucción de su hábitat, particularmente afectado por la urbanización en la costa de Málaga y la pérdida de su hábitat costero en Cádiz y Huelva (Fig. 1.5.2.2), la depredación por parte de animales domésticos, entre los que destacan los gatos que, al cazar hembras grávidas, afectan seriamente a la dinámica poblacional, atropellos en las carreteras, tráfico ilegal y su persecución por parte del ser humano (Pleguezuelos et al., 2002; Yus Ramos et al., 2006).

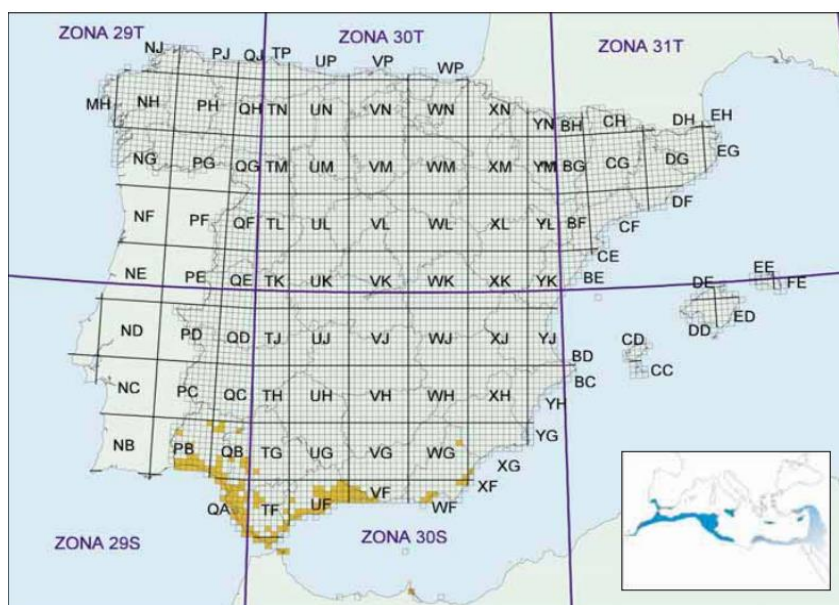


Figura 1.5.2.2 - Distribución natural de *Chamaeleo chamaeleon* en Europa (azul) y en la península ibérica (amarillento). Adaptado de Pleguezuelos et al., 2002.

2. OBJETIVOS

2.1 Valoración sobre la situación poblacional de *Hyla meridionalis* y *Chamaeleo chamaeleon* en la RNC Charca de Suárez

En este trabajo se pretende realizar una valoración de la situación actual de ambos taxones dentro de la reserva natural concertada Charca de Suárez y, a partir de las valoraciones que se obtendrán al analizar los datos, determinar cuál ha sido su evolución, estudiar su tendencia y esclarecer las posibles causas que afectan a su tendencia poblacional y ofrecer planes de manejo para, en caso de observar una tendencia negativa en la dinámica poblacional de alguna de las dos especies, asegurar la conservación de las mismas dentro de la RNC Charca de Suárez.

3. MATERIAL Y MÉTODOS

3.1 Área de estudio

El área donde se han llevado a cabo los registros ha sido la RNC Charca de Suárez (Fig. 3.1.1), una reserva natural concertada dentro del plan Especial de Protección del Medio Físico y Catálogo de Espacios y Bienes Protegidos de Granada (BOJA núm. 61, de 27 de marzo de 2007) y dentro de la red de espacios naturales de Andalucía

(RENPA) y el inventario de humedales de Andalucía según el convenio del 17 de febrero de 2009 (BOJA núm. 49, de 12 de marzo de 2009) localizada en el sureste español. Se trata de un complejo lagunar excepcional al ser una de las únicas zonas húmedas de carácter litoral de la provincia de Granada y constituye un lugar de gran importancia para las migraciones, nidificación e invernada de aves acuáticas (Blanco Coronas et al., 2020).

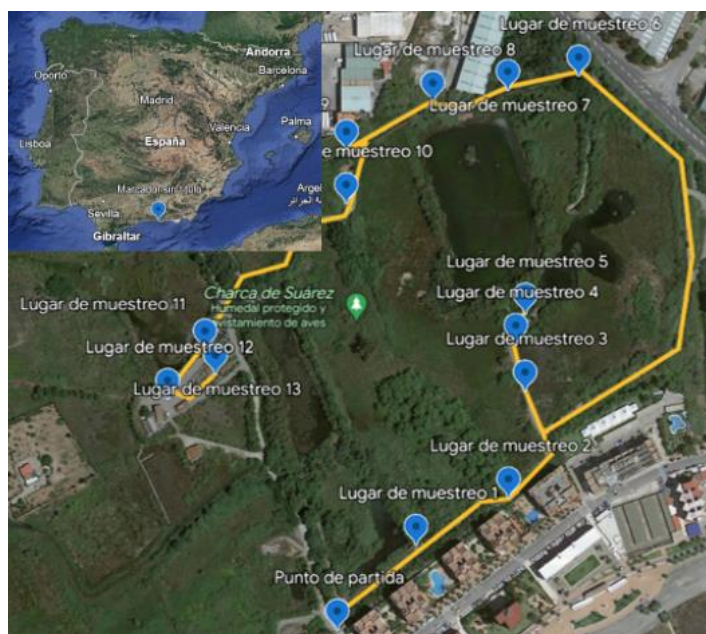


Figura 3.1.1 – Localización de la RNC Charca de Suárez, recorrido del censo y distintos puntos de muestreo en orden. Imagen extraída de <https://www.google.com/intl/es/earth/about/>

La Charca de Suárez presenta en su territorio un total de 8 lagunas, alimentadas tanto por las aguas subterráneas del acuífero detrítico de Motril-Salobreña; como por las aguas de retorno de los regadíos de la Vega de Motril y Salobreña, las cuales son: Laguna del Trébol, Laguna del Lirio, Laguna del Taraje, Laguna de las Aneas, Laguna del Álamo Blanco, Laguna de la Juncia, Laguna de la Caña de Azúcar y Laguna del Junco.

Esta superficie resultó de la transformación del Delta del Guadalfeo que, debido al aumento de la sedimentación en la zona, produjo un retroceso del litoral hasta llegar a la Vega Motril-Salobreña, donde finalmente, gracias a la acción erosiva de las aguas costeras, se ha formado un sistema de flujo de canales entrelazados. El acuífero Motril-Salobreña es el acuífero detrítico costero más importante de la provincia de

Granada, cuya superficie es de aproximadamente 4200 hectáreas y limita en el norte con el aluvial del río Guadalfeo y el acuífero carbonatado de Escalate, mientras que en el sur limita con el mar Mediterráneo (Blanco Coronas et al., 2020).

3.2 Materiales

El seguimiento de ambas poblaciones se ha realizado a través de censos semanales de ambas especies, censos que han seguido el mismo recorrido y tiempo de ejecución a lo largo del periodo de realización de este estudio (enero de 2021 a diciembre de 2023). Además, se han utilizado los datos climáticos de las estaciones meteorológicas de Adra, Almuñécar y Vélez-Málaga pertenecientes a la Red de Información Agroclimática de Andalucía (RIA).

3.3 Modelo de estudio

Para este trabajo se ha tenido presente el método y materiales previamente desarrollados en la RNC Charca de Suárez destinados al seguimiento de las poblaciones de las dos especies incluidas en este estudio. Durante el periodo en que he colaborado en el establecimiento de los censos (junio de 2023), al objeto de mantener una coherencia de las observaciones y no alterar los resultados, he mantenido la metodología establecida en el año 2021.

3.3.1 Censos: Descripción, recorrido, duración y datos a recolectar

Este método sigue un recorrido circular con una extensión equivalente al perímetro de la RNC Charca de Suárez (Fig. 3.3.1.1), siendo estos una serie de censos en los que se registran todos los individuos avistados durante el recorrido, evitando realizar duplicaciones en el recuento y cubriendo el área de la reserva natural en un tiempo limitado (aproximadamente 90 minutos). Antes de incorporar un investigador al muestreo semanal, se recomienda realizar muestreos de forma previa a comenzar la investigación, de forma que el realizador del censo se encuentre familiarizado con las comunidades y especies de estudio para comprobar tanto los aspectos positivos como negativos, en cuanto a errores de diseño, técnicas y equipo (González, 2006).

A la hora de realizar los censos se han anotado datos climatológicos (temperatura, humedad y velocidad media del viento), la hora de comienzo y final del censo, así

como el número de *H. meridionalis* y *C. chamaeleon* observados. Para el registro de los datos climáticos se ha utilizado un medidor ambiental de bolsillo de la marca Kestrel, con el que se han medido de forma exacta los parámetros climáticos anteriormente mencionados. Todos estos datos han sido registrados y añadidos a una tabla Excel común que recopila datos correspondientes al intervalo 2021 - 2023.

3.4 Métodos estadísticos: Excel y RStudio

3.4.1 Excel: Censos y estaciones meteorológicas

Como se comentó en el subapartado anterior (3.3.1) los datos recogidos en cada censo se han incluido en una hoja Excel (Figura en el Anexo 2), incluyendo datos referentes al clima como temperatura, humedad y velocidad media del viento. Para obtener estimaciones más robustas sobre el clima local, ha sido necesario conseguir información de las estaciones meteorológicas localizadas en Adra, Vélez-Málaga y Almuñécar, debido a que son cercanas a la localidad donde se encuentra la RNC Charca de Suárez (Motril) y poseen un clima similar (Red de Información Agroclimática de Andalucía (RIA); Fig. 3.4.1.1; Fig. 3.4.1.2; Fig. 3.4.1.3).

Adra

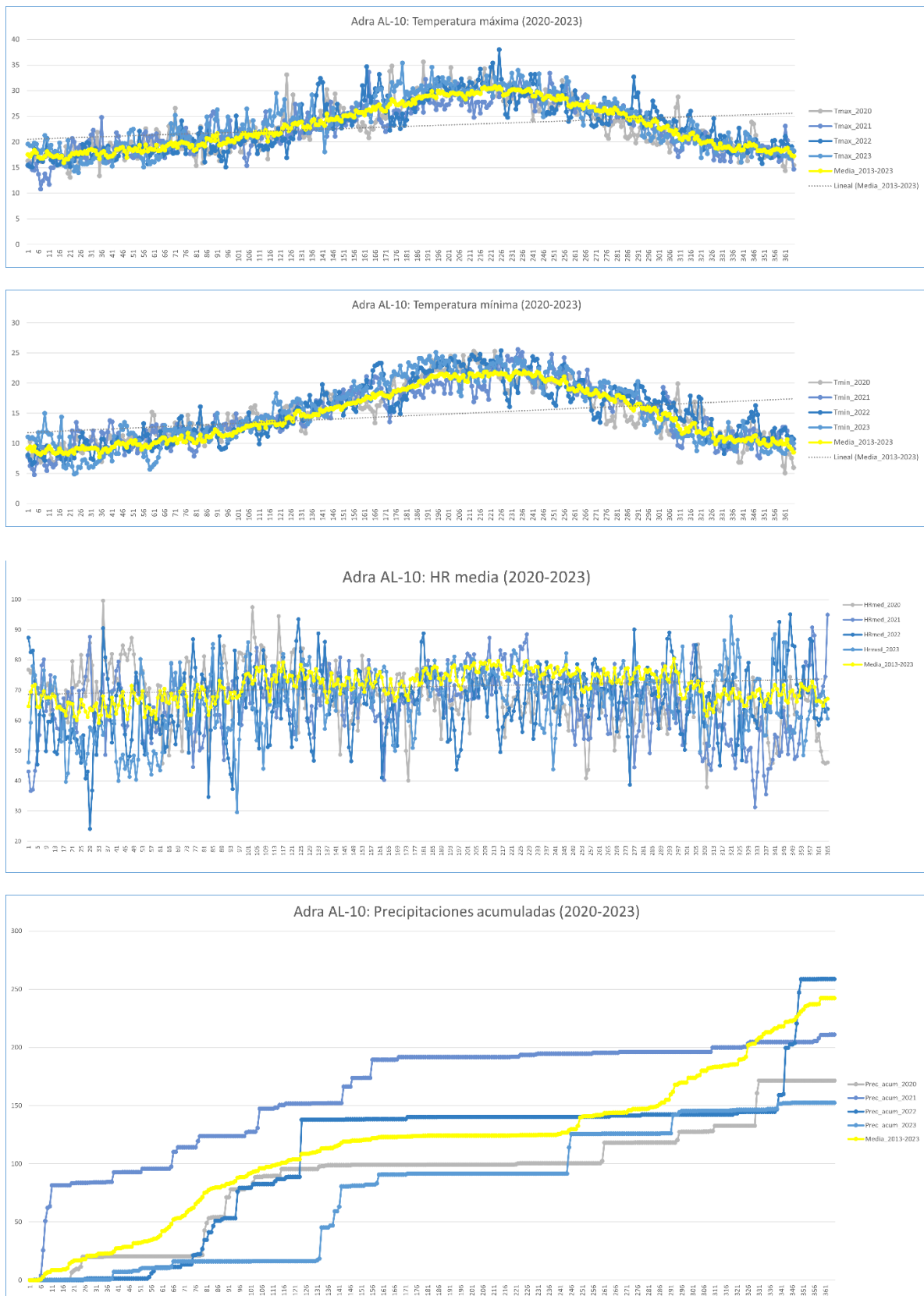


Figura 3.4.1.1 – Temperaturas máxima y mínima, Humedad relativa media y pluviometría acumulada en Adra

Almuñécar

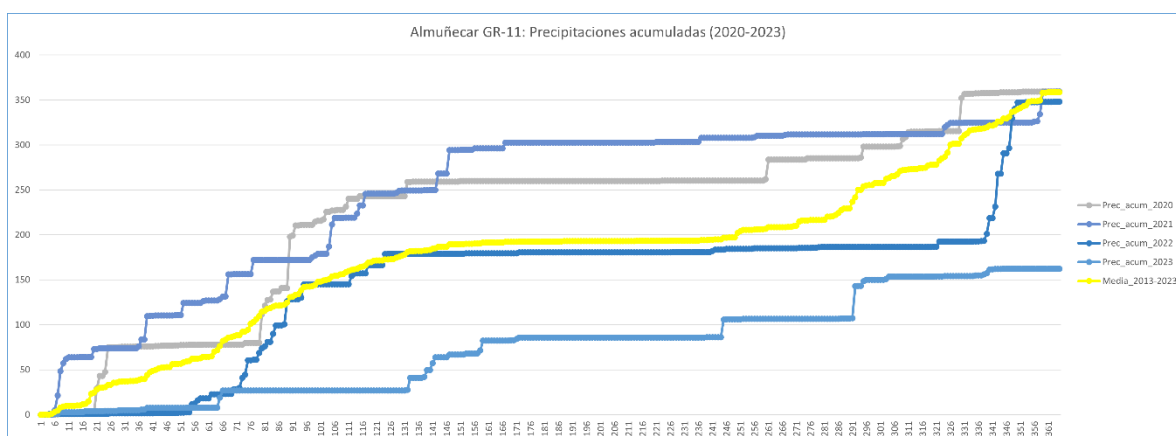
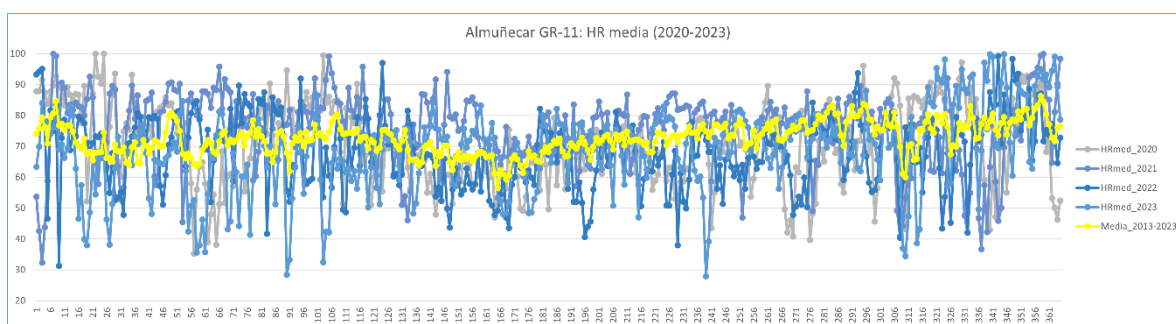
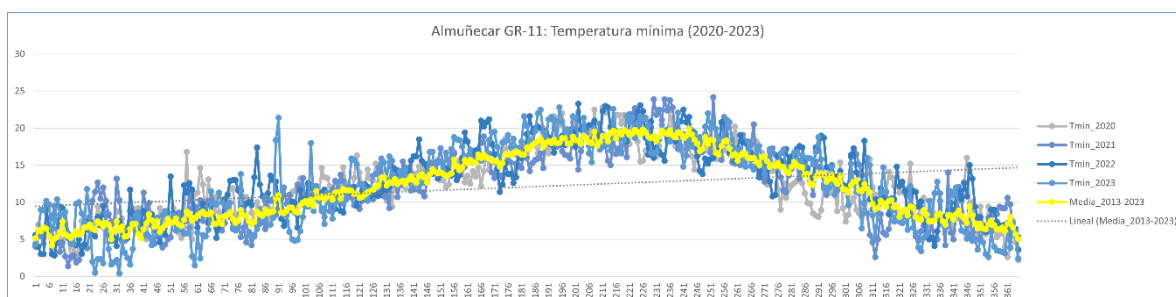
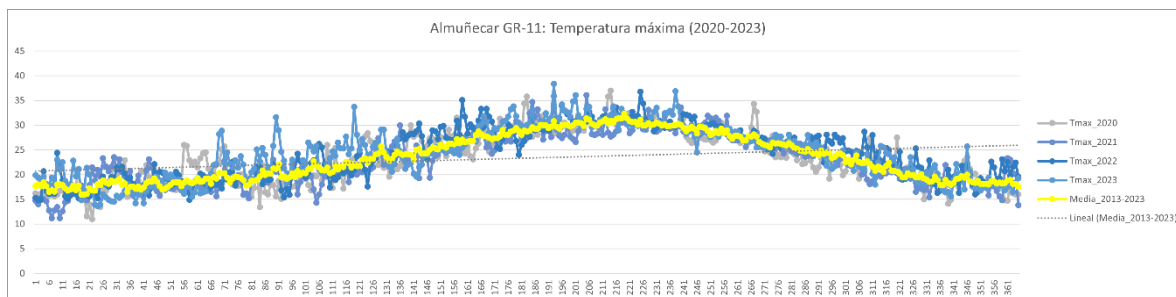


Figura 3.4.1.2 - Temperaturas máxima y mínima, Humedad relativa media y pluviometría acumulada en Almuñécar

Vélez-Málaga

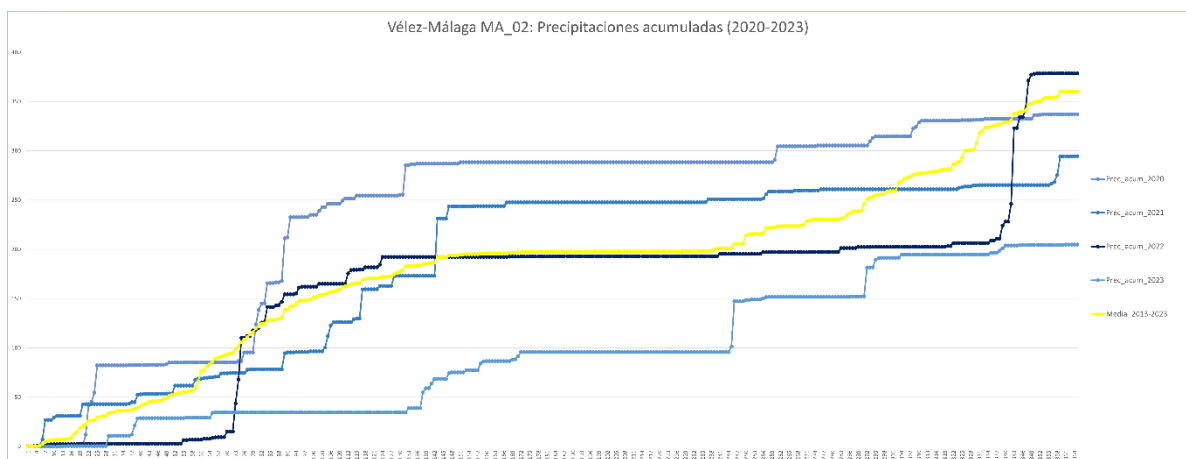
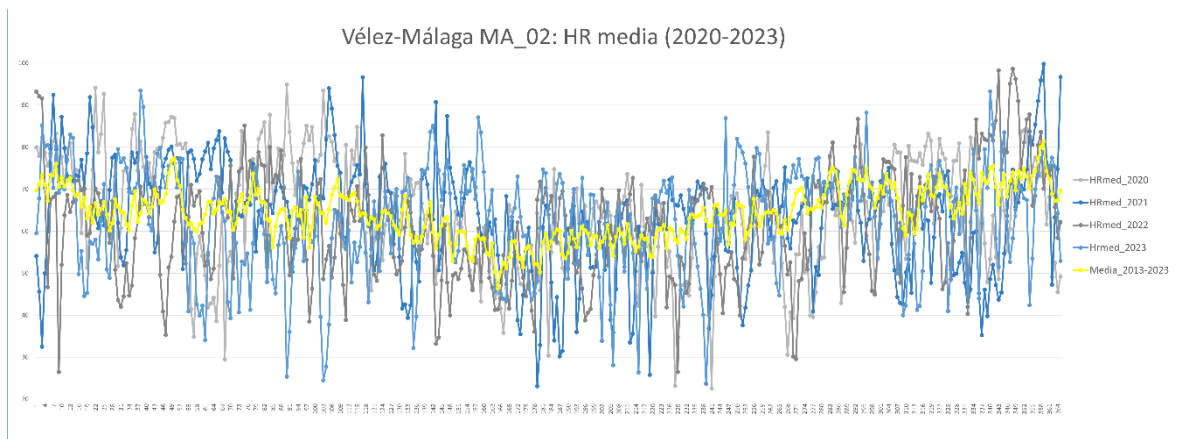
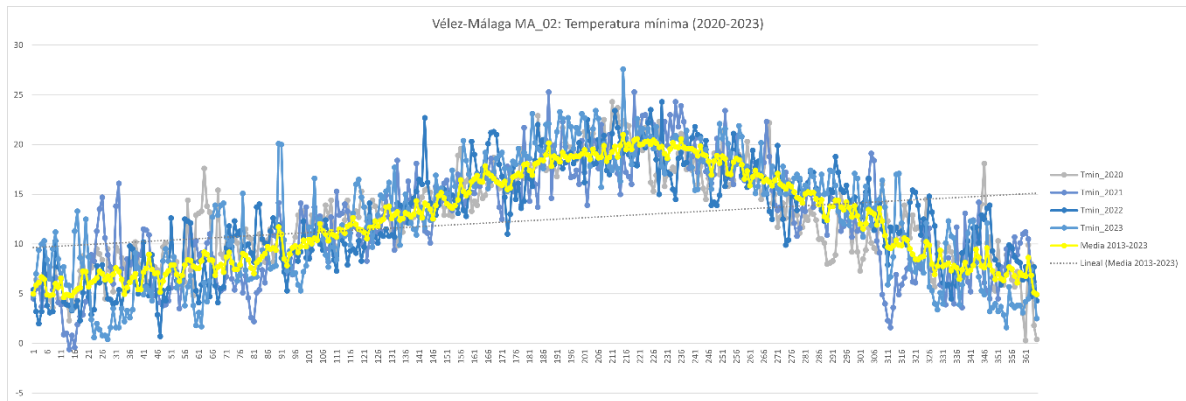
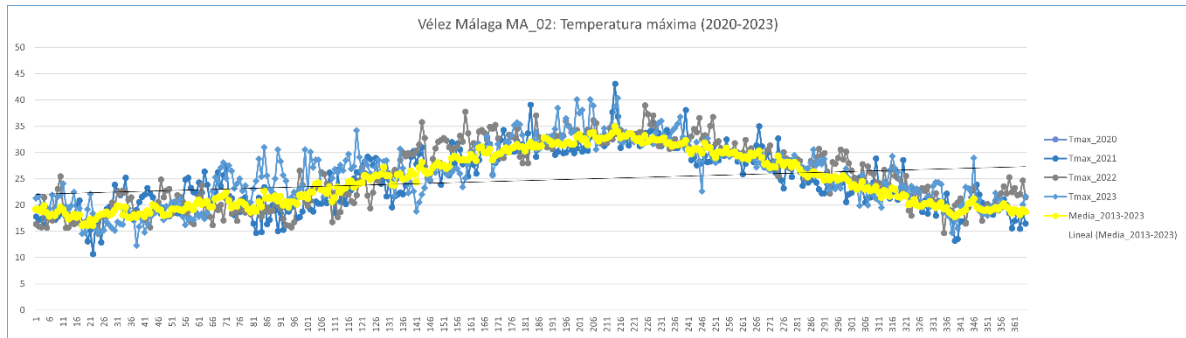


Figura 3.4.1.3 – Temperaturas máxima y mínima, Humedad relativa media y pluviometría acumulada en Vélez-Málaga

3.4.2 Análisis de series temporales

Una vez recogidos los datos debemos cuestionarnos cómo procederemos a su análisis y comprensión de las series temporales que describen los resultados del muestreo. Para ello trabajamos en entorno R (R Core Team, 2023), utilizando el interfaz proporcionado por el programa Rstudio (RStudio Team, 2020). RStudio es un entorno integrado de desarrollo (IDE) que nos permite utilizar el lenguaje de programación R de una forma más fácil, y el software gratuito R es un lenguaje y entorno de programación cuya finalidad son los análisis estadísticos, siendo útil a la hora de analizar conjuntos de datos de gran tamaño como los utilizados en este trabajo.

Utilizando esta herramienta, debemos analizar distintas series temporales pertenecientes a ambas especies. Las series temporales pueden ser definidas como una serie de observaciones cronológicas acerca de una variable de interés, siendo en nuestro caso el número de ejemplares de *H. meridionalis* y *C. chamaeleon* observados en cada día en que se ha efectuado el censo. Para estudiar estas series temporales debemos crear un modelo que nos permita comprender su estructura y realizar predicciones a futuro. Esto se consigue a través de la aplicación de la metodología Box & Jenkins, un procedimiento de análisis estadístico que se utiliza para ajustar modelos autorregresivos integrados de media móvil (ARIMA) (Montgomery et al., 2015).

3.4.2.1 Tratamiento estadístico

Para comenzar, exportamos los datos recopilados previamente en Excel al proyecto de Rstudio gracias al paquete *readxl* (Wickham et al., 2019). Estos datos se transforman a un objeto de clasificación “xts” con el comando *xts()*. Normalmente el conjunto de datos importados se transformaría a un objeto de clase “ts”, pero los datos recopilados poseen una frecuencia variable de registro, es decir, las tomas de datos han sido irregulares (Ryan & Ulrich, 2013).

Primero exportamos el archivo Excel de los censos y creamos los objetos “data.frame” que recogen los muestreos de *C. chamaeleo* y *H. meridionalis* ordenados por fecha (Fig. 3.4.2.1):

```
COMPENDIO_DEF_OMEGA_SUPREME <- read_excel("C:/Users/pacom/OneDrive/Escritorio/COMPENDIO DEF OMEGA SUPREME.xlsx")
View(COMPENDIO_DEF_OMEGA_SUPREME)

head(COMPENDIO_DEF_OMEGA_SUPREME)
Chamaeleo = data.frame(COMPENDIO_DEF_OMEGA_SUPREME$Fecha,COMPENDIO_DEF_OMEGA_SUPREME$Nº_Camaleones)
Hylameridian = data.frame(COMPENDIO_DEF_OMEGA_SUPREME$Fecha,COMPENDIO_DEF_OMEGA_SUPREME$Nº_Ranas)
```

Figura 3.4.2.1 - Creación de “data. frame” de *H. meridionalis* y *C. chamaeleo*.

Una vez creados los “data. frame”, hemos extraído los datos necesarios para crear una serie temporal para cada especie estudiada en este trabajo, por lo que utilizando el comando `xts()` creamos las series temporales y las graficamos (Fig. 3.4.2.2; Fig. 3.4.2.3a; Fig. 3.4.2.3b):

```
serie_temporal_Chamaeleo_xts <- xts(Chamaeleo$COMPENDIO_DEF_OMEGA_SUPREME.Nº_Camaleones, order.by = as.Date(Chamaeleo$COMPENDIO_DEF_OMEGA_SUPREME.Fecha))
serie_temporal_Hylameridian_xts <- xts(Hylameridian$COMPENDIO_DEF_OMEGA_SUPREME.Nº_Ranas, order.by = as.Date(Hylameridian$COMPENDIO_DEF_OMEGA_SUPREME.Fecha))

plot(serie_temporal_Hylameridian_xts, main = "Serie Temporal con Frecuencia Variable Hyla", ylab = "Nº_Ranas")
plot(serie_temporal_Chamaeleo_xts, main = "Serie Temporal con Frecuencia Variable Chamaeleo", ylab = "Nº_Camaleones")
```

Figura 3.4.2.2 – Creación de las series temporales xts

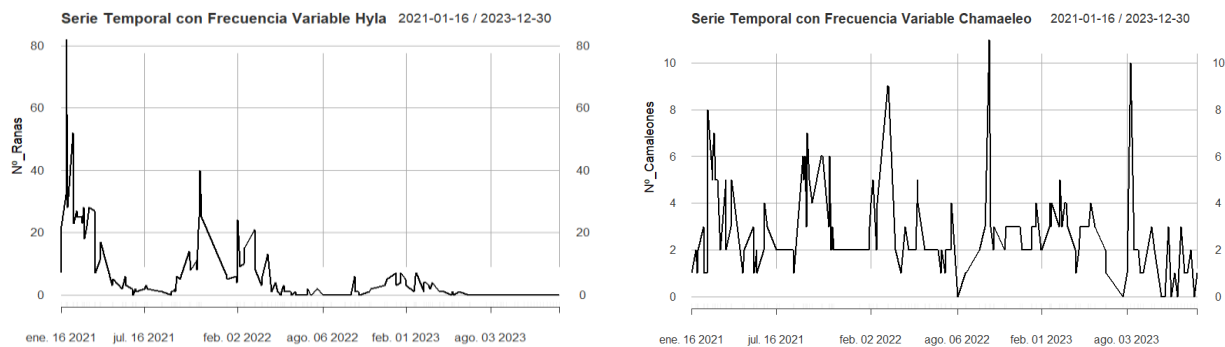


Figura 3.4.2.3 - Series temporales de frecuencia variable para *H. meridionalis* y *C. chamaeleo*.

Para facilitar una mayor comprensión de las posibles tendencias de las series temporales a lo largo de los años censados, realizamos un suavizado exponencial a través de la función “`forecast::ets()`” (Montgomery et al., 2015; Fig. 3.4.2.4a; Fig. 3.4.2.4b):

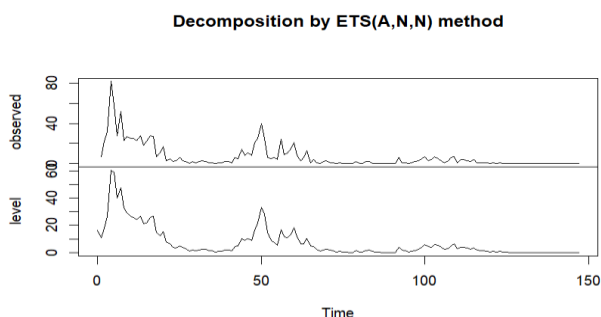


Figura 3.4.2.4a - Descomposición por método ETS (A,N,N) de la serie temporal *H. meridionalis*.

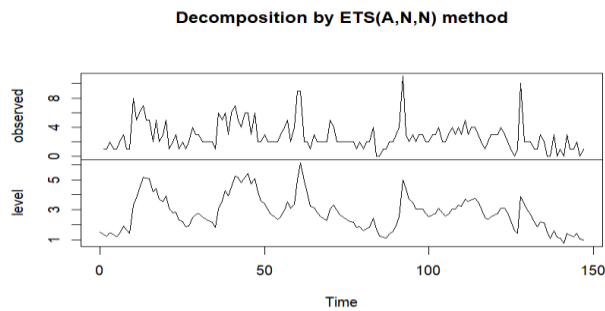


Figura 3.4.2.4b - Descomposición por método ETS (A,N,N) de la serie temporal *C. chamaeleo*.

A partir de la descomposición realizada a las series temporales podemos observar tendencias de ambas poblaciones. En este punto utilizamos un modelo ARIMA para proponer un pronóstico futuro acerca de la evolución poblacional de ambas especies, dado que los suavizados exponenciales son menos precisos que los modelos ARIMA (Yousaf et al., 2020). Utilizando la función *rollmean()* del paquete *zoo* ponemos de manifiesto si los datos registrados poseen una tendencia a lo largo del tiempo. En la función *rollmean* existe el parámetro *k*, que define el ancho que tendrá la ventana de la media móvil que con la que trabajamos. En este caso:

```
k1 <- round(length(serie_temporal_Hylameridian_xts) * 0.1347869)
```

Se multiplica 0.1347869 por 147 para obtener un valor de $k = 20$. Se excluyen los 20 primeros valores de la serie temporal (pasarán a ser datos NA), reduciendo el conjunto de datos representativos a 127 valores (Fig. 3.4.2.5):

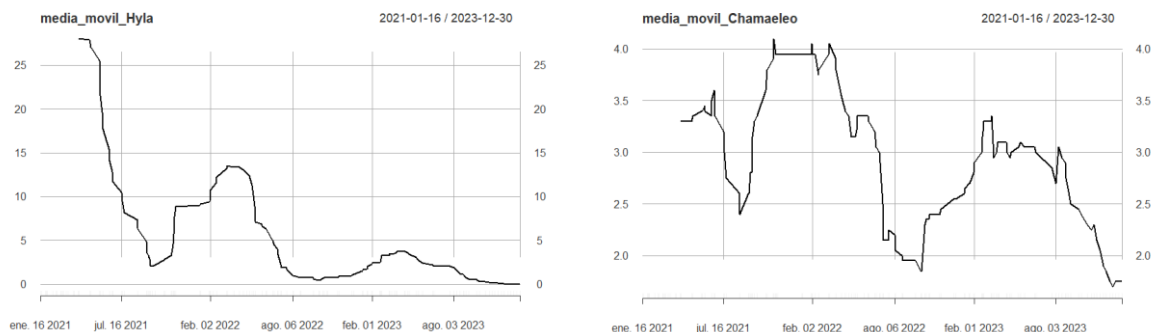


Figura 3.4.2.5 - Medias móviles para *H. meridionalis* y *C. chamaeleo*

Tanto en las medias móviles como en el suavizado exponencial podemos observar que la tendencia poblacional de *H. meridionalis* es negativa.

Para observar si estos patrones son significativos estadísticamente y evaluar la persistencia temporal entre observaciones pasadas y futuras, realizamos una autocorrelación y una autocorrelación parcial (funciones *acf()* y *pacf()* respectivamente) sobre las series temporales xts (Fig. 3.4.2.6; Fig. 3.4.2.7; Fig. 3.4.2.8):

```
longitud_Chamaeleo <- length(serie_temporal_Chamaeleo_xts)
longitud_Meridian <- length(serie_temporal_Hylameridian_xts)

acf(serie_temporal_Chamaeleo_xts, lag.max = min(147, longitud_Chamaeleo - 1), main="Chamaeleo ACF Serie Temporal", ylab="Autocorrelación")
acf(serie_temporal_Hylameridian_xts, lag.max = min(147, longitud_Meridian - 1), main="Hyla ACF Serie Temporal", ylab="Autocorrelación")

pacf(serie_temporal_Chamaeleo_xts, lag.max = min(147, longitud_Chamaeleo - 1), main="Chamaeleo PACF Serie Temporal", ylab="Autocorrelación")
pacf(serie_temporal_Hylameridian_xts, lag.max = min(147, longitud_Meridian - 1), main="Hyla PACF Serie Temporal", ylab="Autocorrelación")
```

Figura 3.4.2.6 - Comandos de autocorrelación y autocorrelación parcial de las series temporales

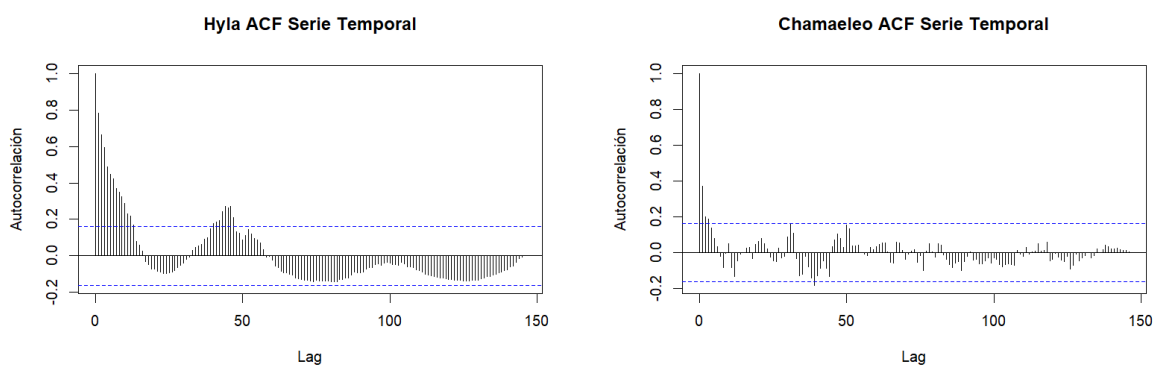


Figura 3.4.2.7 - Autocorrelación Series temporales *H. meridionalis* y *C. chamaeleo*

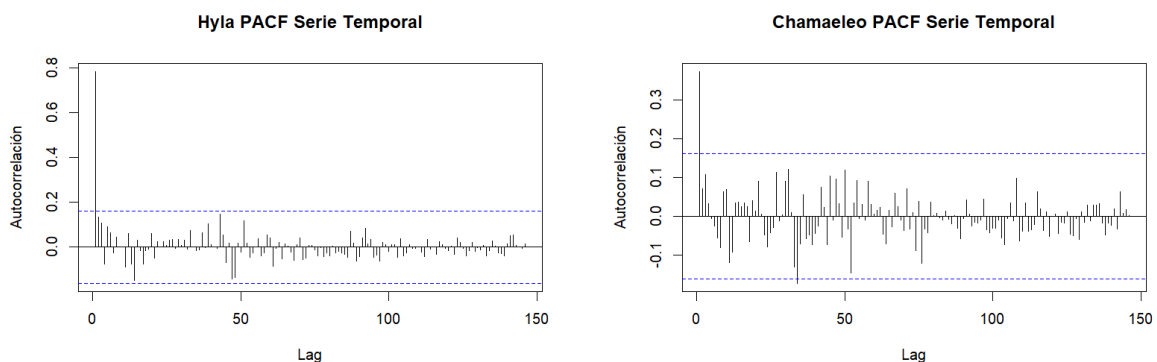


Figura 3.4.2.8 - Autocorrelación Parcial Series temporales *H. meridionalis* y *C. chamaeleo*

Con ambas series temporales creadas y habiendo estudiado sus autocorrelaciones, se debe realizar una prueba de Dickey-Fuller para comprobar si la serie temporal estudiada es o no estacionaria, ya que una serie temporal debe ser estrictamente estacionaria, manteniendo un comportamiento estadístico constante y, consecuentemente, generando una media (Montgomery et al., 2015; Fig. 3.4.2.9; Fig. 3.4.2.10):

```
ChamaeleoDickey <- adf.test(serie_temporal_Chamaeleo_xts)
HylaDickey <- adf.test(serie_temporal_Hylameridian_xts)
print(ChamaeleoDickey)
print(HylaDickey)
```

Figura 3.4.2.9 – Comandos para los test Dickey-Fuller Augmented

```
> print(HylaDickey)

Augmented Dickey-Fuller Test

data: serie_temporal_Hylameridian_xts
Dickey-Fuller = -3.5747, Lag order = 5, p-value = 0.03806
alternative hypothesis: stationary
```

```
> print(ChamaeleoDickey)

Augmented Dickey-Fuller Test

data: serie_temporal_Chamaeleo_xts
Dickey-Fuller = -4.493, Lag order = 5, p-value = 0.01
alternative hypothesis: stationary
```

Figura 3.4.2.10 - Resultados de las pruebas Dickey-Fuller

El resultado que aporta la prueba de Dickey-Fuller se estudia a través de su p-valor (si dicho valor es $> 0,05$ se pone de manifiesto que dicha serie no es estacionaria). Observamos que la serie temporal correspondiente a *C. chamaeleo* posee un p-valor = 0,01 (serie es estacionaria). Del mismo modo, la serie temporal de *H. meridionalis* posee un p-valor = 0,03806, siendo por tanto una serie estacionaria. Podemos concluir que ambas series presentan una tendencia (Montgomery et al., 2015).

Una vez hemos confirmado que ambas series temporales son estacionarias, pasamos a construir un modelo ARIMA para cada una (Fig. 3.4.2.11). Para ello, debemos seguir tres pasos:

- Analizar el tipo de modelo ARIMA a partir de los datos que tenemos.
- Los parámetros que se desconocen del modelo son estimados.
- Analizar los residuos del modelo ARIMA para determinar si el modelo es adecuado o no.

```
> modelo_arima_Hylameridian
Series: serie_temporal_Hylameridian_xts
ARIMA(2,1,2)

Coefficients:
      ar1      ar2      ma1      ma2
      1.3918 -0.6061 -1.7833  0.8859
s.e.  0.0953  0.0991  0.0649  0.0570

sigma^2 = 53.1: log likelihood = -495.77
AIC=1001.55 AICc=1001.97 BIC=1016.46
```

```
> modelo_arima_Chamaeleo
Series: serie_temporal_Chamaeleo_xts
ARIMA(1,1,1)

Coefficients:
      ar1      ma1
      0.3469 -0.9644
s.e.  0.0873  0.0361

sigma^2 = 3.426: log likelihood = -297.03
AIC=600.06 AICc=600.23 BIC=609.01
```

Figura 3.4.2.11 - Modelos ARIMA *H. meridionalis* y *C. chamaeleon*

En el modelo ARIMA de la ranita meridional tenemos dos términos autorregresivos ($ar1$ y $ar2$) y dos términos de media móvil ($ma1$ y $ma2$) demostrando una mayor complejidad respecto al modelo ARIMA del camaleón común, ya que tiene un valor mayor de *Akaike Information Criterion* (AIC) (AIC *H. meridionalis* = 10001.55 y AIC *C. chamaeleon* = 600.06). El modelo ARIMA correspondiente al camaleón se describe mediante un único término autorregresivo ($ar1$) y un término de media móvil ($ma1$). Sin embargo, la complejidad del modelo ARIMA no afecta a su exactitud, dado que sólo debe cumplir que determina con exactitud la tendencia de ambas poblaciones y su evolución a lo largo del tiempo (Montgomery et al., 2015).

Una vez hemos generado los modelos ARIMA, realizamos un ajuste en los valores de los modelos para cuantificar todos sus parámetros (Fig. 3.4.2.12a; Fig. 3.4.2.12b):

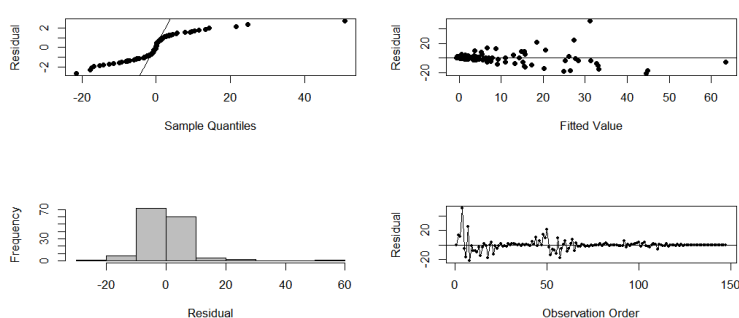


Figura 3.4.2.12a - Modelo ARIMA con valores ajustados graficados de *H. meridionalis*.

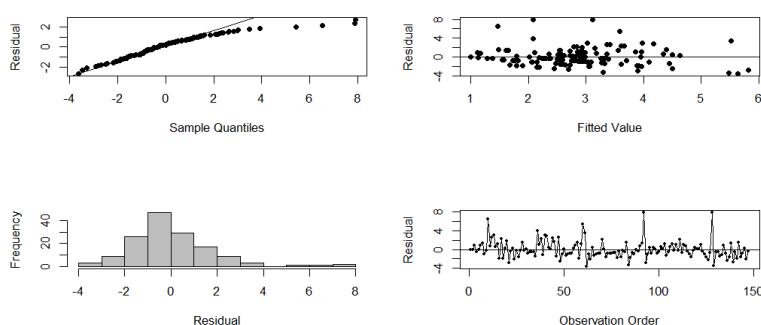


Figura 3.4.2.12b - Modelo ARIMA con valores ajustados graficados de *C. chamaeleon*.

Como último paso, estudiaremos los residuos de ambos modelos ARIMA con el fin de determinar si cumplen con los modelos que hemos establecido previamente (Montgomery et al., 2015; Fig. 3.4.2.13a; Fig. 3.4.2.13b):

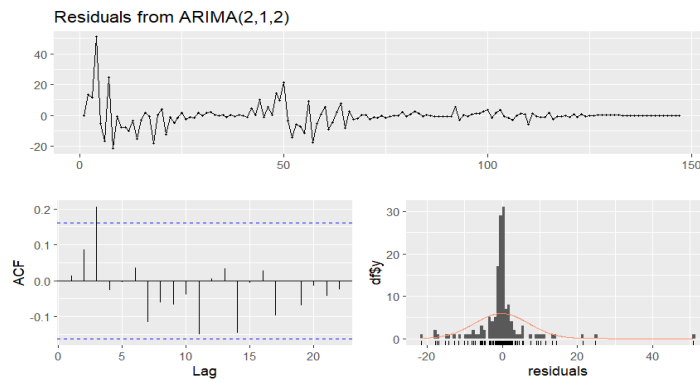


Figura 3.4.2.13a - Residuos del modelo ARIMA *H. meridionalis*.

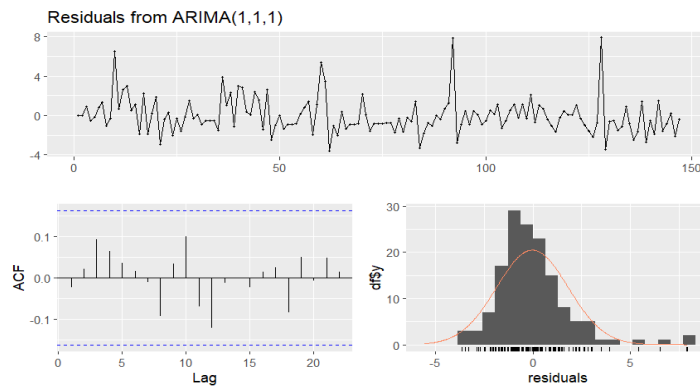


Figura 3.4.2.13b - Residuos del modelo ARIMA *C. chamaeleon*.

Una vez obtenidos los residuos, procedemos a realizar correlogramas para observar si existe una autocorrelación significativa entre los residuos. Para ello utilizamos la función `acf()` y posteriormente la función de autocorrelación parcial `pacf()`. En las gráficas de los residuos ARIMA se muestra ya la autocorrelación parcial (PACF) de por sí, aunque aparecen identificadas como autocorrelación significativa (ACF) (Fig. 3.4.2.13; Fig. 3.4.2.14):

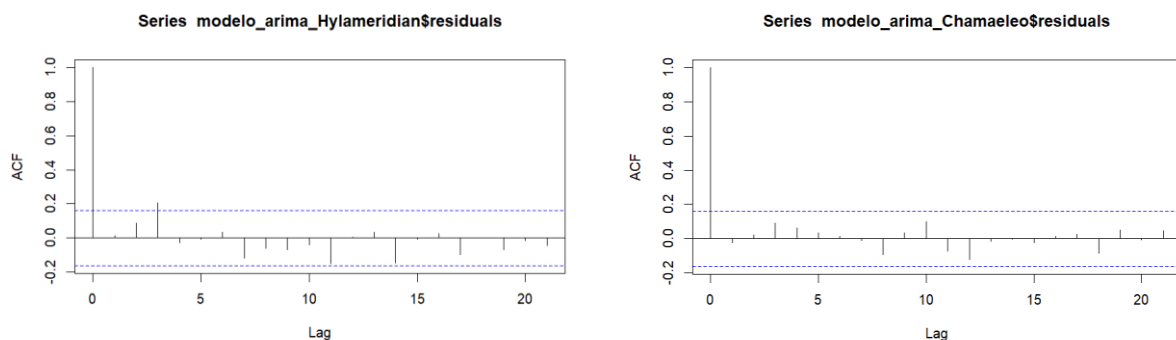


Figura 3.4.2.14 - Autocorrelación relativa modelos ARIMA *H. meridionalis* y *C. chamaeleon*

Una vez hemos visualizado la estructura de los residuos pertenecientes a los modelos ARIMA, se toma un valor de 5 rezagos (retraso de cinco valores en la serie) y se realiza la prueba de Ljung-Box (Fig. 3.4.2.15):

```
> Box.test(modelo_arima_Hylameridian$residuals, lag = 5, type = "Ljung-Box")
Box-Ljung test
data: modelo_arima_Hylameridian$residuals
X-squared = 7.639, df = 5, p-value = 0.1773
```

```
> Box.test(modelo_arima_Chamaeleo$residuals, lag= 5, type="Ljung-Box" )
Box-Ljung test
data: modelo_arima_Chamaeleo$residuals
X-squared = 2.2793, df = 5, p-value = 0.8093
```

Figura 3.4.2.15 - Test de Ljung-Box para autocorrelación entre residuos de los modelos ARIMA

El p-valor del modelo ARIMA perteneciente a *C. chamaeleon* es de 0.856, mientras que el valor correspondiente a *H. meridionalis* es 0.3151, por lo que podemos concluir que la autocorrelación entre los residuos es mínima y los modelos ARIMA captan la estructura de las series temporales de forma adecuada (Elkashaty et al., 2023).

Ahora, sabiendo que los modelos ARIMA que se han construido son estacionarios, debemos comprobar si dichos residuos de los modelos siguen una distribución normal, por lo que realizamos la prueba Shapiro-Wilk (Fig. 3.4.2.16):

```
> shapiro.test(modelo_arima_Hylameridian$residuals)
Shapiro-Wilk normality test
data: modelo_arima_Hylameridian$residuals
W = 0.70141, p-value = 6.439e-16
```

```
> shapiro.test(modelo_arima_Chamaeleo$residuals)
Shapiro-Wilk normality test
data: modelo_arima_Chamaeleo$residuals
W = 0.8905, p-value = 5.203e-09
```

Figura 3.4.2.16 - Test de normalidad Shapiro-Wilk

Los p-valor son extremadamente pequeños, indicando que los datos no siguen una distribución normal (de Gois et al., 2020), para visualizarlo mejor, realizamos dos gráficos cuantil-cuantil para comparar cuantiles observados con cuantiles teóricos y así comprobar si siguen una distribución normal o no (Fig. 3.4.2.17):

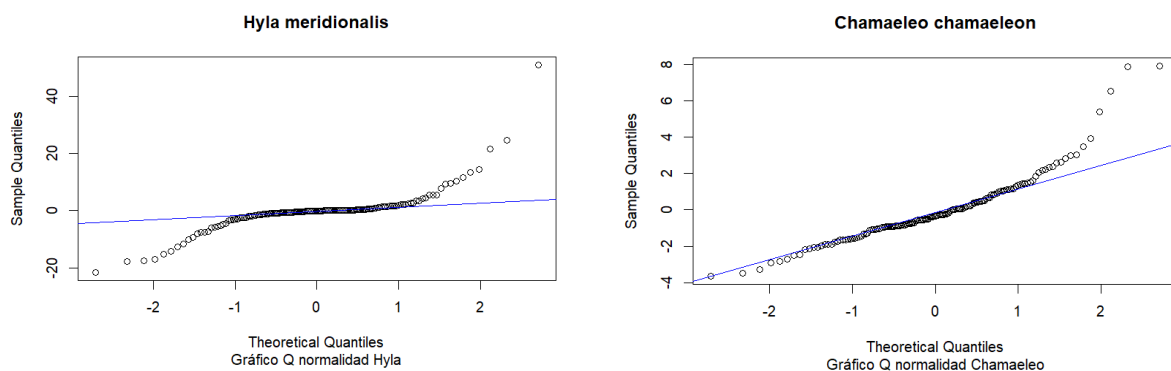


Figura 3.4.2.17 - QQ-Plots *H. meridionalis* y *C. chamaeleon*

Podemos verificar que, aunque haya datos que se encuentran dentro del rango esperado en su distribución, hay otros que no siguen dicha distribución (Korkmaz et al., 2014).

Una vez hemos definido el modelo ARIMA, ahora debemos realizar una predicción sobre la tendencia que seguirán ambas poblaciones en las siguientes observaciones que serán realizadas a partir de 2024. Para ello hacemos uso del paquete *forecast* y creamos dos gráficas (Fig. 3.4.2.18; Fig. 3.4.2.19):

```
> plot(forecast(modelo_arima_Chamaeleo), main="Chamaeleo chamaeleon", sub = "Valores pronosticados")
> plot(forecast(modelo_arima_Hylameridian), main="Hyla meridionalis", sub = "Valores pronosticados")
```

Figura 3.4.2.18 - Comandos de la función *forecast* ()

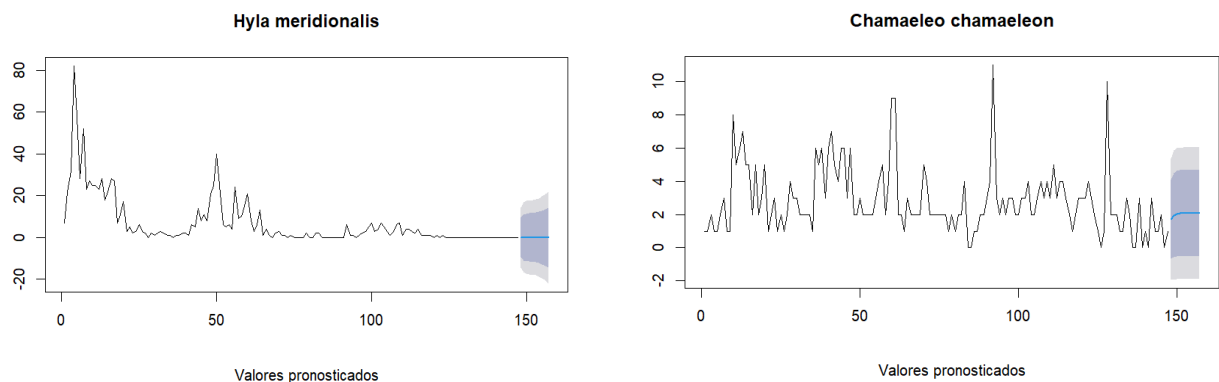


Figura 3.4.2.19 - Predicciones de los modelos ARIMA *H. meridionalis* y *C. chamaeleo*

Gracias a estas predicciones podremos pronosticar los valores que tomarán estos censos posteriores al cierre de registros en 2023 (Montgomery et al., 2015).

4. VALORACIÓN DE RESULTADOS, DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

4.1 Métodos alternativos: transecto lineal y captura-marcaje-recaptura

Al observar el tipo de muestreo y diseño experimental, podemos notar errores en el propio concepto del estudio a realizar, ya que no es un recorrido recto y se divide en direcciones diferentes (de la Maza et al., 2011) y recuerda más al concepto de lo que es un transecto lineal (González, 2006), pero faltan materiales y al no poseer telémetros no es posible medir un ángulo y distancia exactos en los que son encontrados los individuos desde el camino principal (de Infante Anton et al., 2013).

Para afianzar una mayor comprensión del método realizado durante el presente trabajo, debemos repasar las bases que definen al transecto lineal como procedimiento:

- La probabilidad de detección disminuye conforme nos alejamos del recorrido principal.
- Los individuos detectados en la línea de transecto son detectados con certeza.
- Los individuos son detectados en su posición inicial y su distancia desde la línea de transecto es exacta.

Al determinar las bases del transecto lineal (Buckland, 2001) la probabilidad de detección de los individuos ha sido la misma durante todo el recorrido y no se han medido las distancias y ángulos en los que fueron observados los individuos durante el estudio, lo que provocaría una recolección de estimas sesgada (Narváez & Zapata-Ríos, 2020), mientras que el resto de los supuestos si fueron rigurosos en todos los censos realizados. El transecto lineal nos permite, de forma rápida, obtener estimaciones tanto de abundancia como de densidad, pero como se mencionó anteriormente, la visibilidad de las especies objetivo del estudio puede ser un problema (Cuadrado et al., 2001; Pleguezuelos et al., 2003; de la Maza et al., 2011), por lo que un método de captura-recaptura sería más óptimo a la hora de obtener estimaciones menos sesgadas y muchos autores prefieren este diseño de muestreo por encima del transecto lineal en reptiles (Buckland, 2001; Cuadrado, 2001; Kacoliris et al., 2009) o combinar ambos para obtener estimas sobre el tamaño poblacional más robustas (Dimaki et al., 2015), pero realizar este tipo de muestreos supondría exponer a niveles elevados de manipulación a las especies estudiadas, como se realizó en estudios como los llevados a cabo por Cuadrado, 1998 en *C. chamaeleon*, cuyo método consistió en la amputación de una garra de las patas para un posterior reconocimiento individual, por lo que un método de estas características necesita de un investigador con experiencia en manipulación de seres vivos en estudios experimentales (Soulsbury et al., 2020); y al ser una especie cuyo estado de conservación es NT (casi amenazada) en España (Pleguezuelos et al., 2002) sería necesario un permiso previo de investigación por parte de la comisión de ética (Comisión de ética, Universidad de Jaén), aunque en el caso de *H. meridionalis* un transecto en el que se realice un conteo de los cantos e individuos resulta útil y no

hace necesario un método de captura-recaptura si se realiza en conjunto con un “N-modelling” (Dail & Madsen, 2011; Crovetto et al., 2019).

4.2 Posibles mejoras en el método

El método que se planteó hace años en la RNC Charca de Suárez se realizó en base a los materiales que se tenían a mano en aquel momento, por lo que dispongo posibles mejoras en la realización de otros métodos para estudiar poblaciones a futuro en dicha reserva natural. Anteriormente se citó que la inexperiencia del observador a la hora de reconocer a estas especies visualmente puede ser una fuente de error en los muestreos (Buckland, 2001; de la Maza et al., 2011), aunque en el caso de *H. meridionalis* el saber reconocer su canto y contabilizar también ejemplares juveniles puede solucionar en gran medida esta falta de hábito visual (Heyer et al., 2014; Crovetto et al., 2019).

Con respecto al caso de *C. chamaeleon* este problema es muy evidente, por lo que una posible solución sería realizar los censos en la noche, sugerencia basada en el hecho de que los camaleones son reptiles ectotermos que requieren de una fuente de calor externa para regular su temperatura corporal, y cambian de color gracias a iridóforos dérmicos, los cuáles reflejan especialmente el rango infrarrojo cercano, por lo que reflejarán la luz de onda corta en cuanto esta incide sobre ellos, facilitando en gran medida su observación a altas horas de la noche (Yus Ramos et al., 2006; Teyssier et al., 2015).

Otro aspecto importante a tener en cuenta es considerar la adquisición de nuevo equipamiento que nos capacite para poder aplicar otros tipos de métodos de observación complementarios a los transectos lineales. No disponer de un telémetro imposibilita delimitar la distancia y ángulo a los que se encuentra el espécimen objetivo respecto a la línea de transecto (González, 2006). Evidentemente con estos datos podrían medirse con mayor exactitud tanto la abundancia como la densidad de la población (Buckland, 2001).

4.2 *Hyla meridionalis*: Situación actual de su población.

En vista a los datos que podemos observar, está claro que la situación poblacional de *H. meridionalis* en la RNC Charca de Suárez es preocupante. Aparentemente no es

la primera vez que esto sucede en una población de ranita meridional en Andalucía (Paracuellos et al., 2017), y atendiendo a su área de distribución podemos observar que las poblaciones pertenecientes a la costa granadina se encuentran bastante aisladas, siendo el fraccionamiento de sus poblaciones, la deriva genética y los cuellos de botella genéticos graves problemas que afectan a este anfibio al encontrarse en un enclave periférico aislado, que determina su clasificación "en riesgo de extinción" (Pleguezuelos et al., 2002; Broquet et al., 2010; Guedes, 2019).

Si observamos el régimen hídrico que presentan municipios cercanos (Adra, Vélez-Málaga, y Almuñécar) (Red de Información Agroclimática de Andalucía (RIA)), podremos notar que la pluviometría acumulada en el año 2023 es la menor de las registradas en los últimos 3 años, siendo la alteración del régimen pluviométrico y la alteración del volumen hídrico de su hábitat problemas ya registrado para poblaciones de *H. meridionalis* en la provincia de Granada, que comparte con *P. waltl* en las charcas que cohabitan (Fernandez-Cardenete et al., 2000).

Otros problemas que pueden afectar a la población de *H. meridionalis* son la posible presencia de *Batrachochytrium dendrobatidis*, un hongo parasítico capaz de sobrevivir en rangos ambientales muy variados y de soportar meses en los que no se dan precipitaciones, siendo la principal causa, a nivel global, de la desaparición de diferentes especies de anfibios, incluyendo anuros y urodelos (Daskin et al., 2011; Bravo & Moreno, 2020; Bosch et al., 2021). Dentro de los patógenos que también pueden afectar a los anfibios podemos encontrar el ranavirus, ampliamente extendido (Lesbarrères et al., 2012; Bosch et al., 2021b). Si bien no se ha constado de forma efectiva la presencia de ambos patógenos en la RNC Charca de Suárez, cabe considerarlos como un riesgo latente debido a su capacidad demostrada de colonizar nuevas áreas de distribución de nivel mundial, con las terribles consecuencias que ello implica. Por tanto, cabe considerar el enorme peligro que supondría la introducción de estos en una reserva natural. Se trata de un factor a tener en cuenta a la hora de realizar un manejo estable de las poblaciones de anfibios, considerando la implementación de estrategias epidemiológicas concretas destinadas a reducir el riesgo de infección, la patogenicidad y susceptibilidad del huésped frente a los mismos (Woodhams et al., 2011).

Una problemática que sí ha podido ser constatada *in situ* en el área de estudio es la presencia de especies invasoras dañinas para anfibios y reptiles, Entre ellas se encuentran los gatos domésticos y ferales, ya que al cazar ejemplares adultos pueden afectar seriamente a la dinámica poblacional de *H. meridionalis* y sobre todo de *C. chamaeleon* (Yus Ramos et al., 2006; Trouwborst et al., 2020).

Debemos valorar la posibilidad de que esta reducción de avistamientos puede ser debido a un modelo de muestreo que no incluye a las larvas o a los ejemplares juveniles de pequeño tamaño (Heyer et al., 2014; Fig. 4.2.1). Desde un punto de vista crítico de la metodología empleada, cabría considerar que el recorrido realizado no llega a destacar la abundancia total de *H. meridionalis* en las condiciones registradas en los últimos años de muestro, en los que el régimen pluviométrico ha sido extremadamente desfavorable para la especie. En estas condiciones es factible que ejemplares adultos se desplacen a zonas menos expuestas, lo que vendría a reducir enormemente su detectabilidad (Paracuellos et al., 2017).



Figura 4.2.1 - Ejemplar juvenil de *Hyla meridionalis* que se podría incluir en los censos. Foto: Antonio Lorenzo

La correcta identificación de las causas determinantes del declive poblacional, posiblemente determinado por un conjunto de factores bióticos y abióticos, haría factible encontrar un método o respuesta coordinada ante el mismo en el área de estudio. La revisión bibliográfica efectuada pone de manifiesto algunos proyectos de

recuperación de *H. meridionalis* como el llevado a cabo por Rubio & Etxezarreta (2003). El resultado de dicho proyecto permite mantener un cierto grado de esperanza, por cuanto en ese caso las poblaciones introducidas se hicieron estables a lo largo del tiempo (Ekos Estudios Ambientales, 2021). Sin embargo, entendemos que no podemos extrapolarlo a la situación que se desarrolla en el área de estudio que nos ocupa, derivados por el problema de escala y condiciones climáticas reinantes. Cabe, sin embargo, tomar en consideración los fundamentos teóricos en los que se basa la conservación de poblaciones locales amenazadas, y a partir de aquí construir un acercamiento a lo que sería un modelo de reintroducción. Para ello sigue siendo necesario analizar los datos recopilados para estimar la distribución y el tamaño poblacional, y a partir de ellos identificar los factores de riesgo que afectan a la población (Etxezarreta & Rubio, 2003; Campbell et al., 2020).

4.3 Conclusiones y plan de manejo para *Hyla meridionalis*

Atendiendo a los datos que se poseen, es decir, los censos poblacionales y los datos climáticos, debemos enumerar los posibles factores que han podido influir en la dinámica poblacional de la especie:

- Enclave periférico aislado
- Aumento temperatura media
- Cambio brusco del régimen pluviométrico.

Al ser un enclave periférico dentro de su rango de distribución es probable que los individuos de *H. meridionalis*, sin que su tamaño poblacional sea mermado, presenten una baja variabilidad alélica al no estar conectados a otros núcleos poblacionales de la especie, derivando en una depresión genética que les hace menos adaptables a los cambios que puede sufrir el entorno (Broquet et al., 2010; Paracuellos et al., 2017) por lo que métodos como la translocación y aclimatación de individuos adultos de diferentes lugares utilizados en Rubio & Etxezarreta (2003) podrían añadir mayor variabilidad genética a la población residente en el área de estudio, fortaleciendo sus capacidades de resiliencia ante cambios en el medio y enfermedades (Broquet et al., 2010).

Existen factores que son determinantes para la reproducción de *H. meridionalis*, algunos abióticos como la temperatura del agua y el régimen pluviométrico, o bióticos como la presencia de depredadores (Rubio & Etxezarreta, 2003; Lluisa et al., 2013), por lo que, previniendo futuras evoluciones en las condiciones climáticas, debemos asegurar zonas de reproducción libres de depredadores y establecer una gestión que anticipe los efectos del cambio climático a partir de estas evaluaciones realizadas en la población de *H. meridionalis* (Araújo & Rahbek, 2006).

Además de realizar los procedimientos anteriores, debemos atender al factor que resulta de la participación ciudadana y la educación ambiental. Para ello debemos atender al turismo de naturaleza, que genera sinergia entre la conservación del medio ambiente y el desarrollo económico de la localidad. Como con otros proyectos que se realizan en el área de estudio, en la RNC Charca de Suárez se promueven valores como el respeto y cuidado del medio ambiente, así como la importancia de la conservación de nuestra biodiversidad. Es por ello por lo que, teniendo en cuenta que *H. meridionalis* es la única especie del género *Hyla* en la costa granadina, concienciar e involucrar a la población mediante visitas o programas de voluntariado dirigidos a la conservación de la especie podrían ser una buena opción a la hora de una mayor implicación por parte de la sociedad con la conservación de este anuro (Pleguezuelos et al., 2002; Kueh, 2005; Albert & Pijoan, 2011; Speybroeck et al., 2017).

Al observar la población de *C. chamaeleon* en el área de estudio, podemos contemplar a través de los datos recopilados que, aunque su número varíe entre cada censo, su tendencia permanece estable con el paso del tiempo (véase Apéndice 1) llegando a la conclusión de que, de momento, las condiciones tanto bióticas como abióticas son óptimas para la especie y no sería necesario realizar un plan de manejo respecto a su población. Como se comentó anteriormente, la dinámica poblacional de los camaleones se mantiene estable dado que los neonatos alcanzan su madurez sexual durante el primer año de vida. A su vez, esta dinámica es afectada por las condiciones climáticas de ese año, por lo que podemos dilucidar que podrá ocurrir con la población a partir de los datos de 2023 (Fig. 3.4.1.1; Fig. 3.4.1.2; Fig. 3.4.1.3). En nuestro caso, 2023 ha sido el año más seco desde 2020, lo que aumentará la tasa de eclosión de los huevos puestos este año, mientras que la tasa de supervivencia de las hembras

adultas disminuirá, encontrando en el verano de este año (2024) un gran número de crías (Díaz-Paniagua et al., 1999a, b; Díaz-Paniagua et al., 2002).

Como punto final, este trabajo fin de grado ha tenido la finalidad de poner en práctica los conocimientos adquiridos durante el grado de biología para aplicar herramientas como Rstudio y Excel al estudio de poblaciones en situaciones locales para así evidenciar la gran importancia de conservar nuestra diversidad tanto de anfibios como de reptiles.

Bibliografía

1. Abellán, P., & Svenning, J. C. (2014). Refugia within refugia—patterns in endemism and genetic divergence are linked to Late Quaternary climate stability in the Iberian Peninsula. *Biological Journal of the Linnean Society*, 113(1), 13-28.
2. Araujo, M. B., & Rahbek, C. (2006). How does climate change affect biodiversity? *Science*, 313(5792), 1396-1397.
3. Barbadillo, L. J., Lacomba, J. I., Pérez-Mellado, V., Sancho, V., & López-Jurado, L.F. (1999). *Anfibios y reptiles de la Península ibérica, Baleares y Canarias*. Geoplaneta.
4. Bhowmik, S. (2022). Ecological and economic importance of wetlands and their vulnerability: a review. *Research Anthology on Ecosystem Conservation and Preserving Biodiversity*, 11-27.
5. Bisbal-Chinesta, J. F., & Blain, H. A. (2018). Long-term changes in composition and distribution patterns in the Iberian herpetofaunal communities since the latest Pleistocene. *Quaternary Science Reviews*, 184, 143-166.
6. Blanco Coronas, Á. M., López Chicano, M., Calvache Quesada, M. L., Benavente Herrera, J., & Duque, C. (2020). Primeros resultados acerca de la interacción entre aguas subterráneas y superficiales en La Charca de Suárez (Granada). *Water*, 12(2), 344.
7. Blasco, R. M. (2022). *Aportaciones de la herpetofauna al conocimiento de la paleobiología y paleoclimatología del tramo temporal Pleistoceno Superior y Holoceno de la Comunidad Valenciana (este de España)* (Tesis doctoral).
8. Bosch, J., Mora-Cabello de Alba, A., Marquínez, S., Price, S. J., Thumsová, B., & Bielby, J. (2021). Long-term monitoring of amphibian populations of a National Park in northern Spain reveals negative persisting effects of Ranavirus, but not *Batrachochytrium dendrobatidis*. *Frontiers in veterinary science*, 8, 645491.
9. Bravo, J., & Moreno, G. (2020). Quitridiomycosis en anfibios. *Boletín de la Sociedad Micológica de Madrid*, 44, 27-49.
10. Broquet, T., Angelone, S., Jaquier, J., Joly, P., Lena, J. P., Lengagne, T., ... & Perrin, N. (2010). Genetic bottlenecks driven by population disconnection. *Conservation Biology*, 24(6), 1596-1605.

11. Campbell Grant, E. H., Miller, D. A., & Muths, E. (2020). A synthesis of evidence of drivers of amphibian declines. *Herpetologica*, 76(2), 101-107.
12. Carretero, M. A., Martínez-Solano, Í., Ayllón, E., & Llorente, G. (2015). Lista patrón de los anfibios y reptiles de España (Actualizada a diciembre de 2014). *Salamandra*, 2, 2f.
13. Casanova, E. C. (2011). *La Charca de Suárez, Reserva Natural Concertada. Guía de fauna vertebrada*. Concejalía de Medio Ambiente del Ayuntamiento de Motril.
14. Comisión de ética. Vicerrectorado de Investigación y Transferencia del Conocimiento. (2023, 9 de noviembre). Universidad de Jaén. <https://www.ujaen.es/gobierno/viciniv/comision-de-etica>
15. Crochet, P. A., Dubois, A., Olher, A., & Tunner, H. (1995). *Rana* (*Pelophylax*) *ridibunda* Pallas, 1771, *Rana* (*Pelophylax*) *perezi* Seoane, 1885 and their associated klepton (Amphibia, Anura): morphological diagnoses and description of a new taxon. *Bulletin du Muséum national d'histoire naturelle*. Paris, 17 (1-2) (1995), pp. 11-30.
16. Crovetto, F., Salvidio, S., & Costa, A. (2019). Estimating abundance of the stripeless tree-frog *Hyla meridionalis* by means of replicated call counts. *Acta Herpetologica*, 14(2), 147-151.
17. Cuadrado, M. (1998). The influence of female size on the extent and intensity of mate guarding by males in *Chamaeleo chamaeleon*. *Journal of Zoology*, 246(3), 351-358.
18. Cuadrado, M. (2001). Mate guarding and social mating system in male common chameleons (*Chamaeleo chamaeleon*). *Journal of Zoology*, 255(4), 425-435.
19. Cuadrado, M., Martín, J., & López, P. (2001). Camouflage and escape decisions in the common chameleon *Chamaeleo chamaeleon*. *Biological Journal of the Linnean Society*, 72 (4), 547-554.
20. Cuadrado, M. (2015). Camaleón común – *Chamaeleo chamaeleon* (Linnaeus, 1758). En: Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles. Salvador, A., Marco, A. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid.
21. Dail, D., & Madsen, L. (2011). Models for estimating abundance from repeated counts of an open metapopulation. *Biometrics*, 67(2), 577-587.
22. de Gois, G., de Oliveira-Júnior, J. F., da Silva Junior, C. A., Sobral, B. S., de Bodas Terassi, P. M., & Junior, A. H. S. L. (2020). Statistical normality and

- homogeneity of a 71-year rainfall dataset for the state of Rio de Janeiro—Brazil. *Theoretical and Applied Climatology*, 141, 1573-1591.
23. de Infante Anton, J. R., Rotger, A., Igual, J. M., & Tavecchia, G. (2013). Estimating lizard population density: an empirical comparison between line-transect and capture–recapture methods. *Wildlife research*, 40(7), 552-560.
 24. de la Maza, M., Leichtle, J., Beltrami, E., Gálvez, N., Hernández, F., Guarda, N., ... & Muñoz, A. (2011). Técnicas de monitoreo de fauna. *Manual para el monitoreo de fauna silvestre en Chile. Pontificia Universidad Católica de Chile, Santiago*, 55-130.
 25. Daskin, J. H., Alford, R. A., & Puschendorf, R. (2011). Short-term exposure to warm microhabitats could explain amphibian persistence with *Batrachochytrium dendrobatidis*. *PLoS One*, 6(10), e26215.
 26. Díaz-Paniagua, C. (1986): La reproducción de *Hyla meridionalis* en el suroeste de España. *Doñana Acta Vertebrata*, 13: 5-20.
 27. Díaz-Paniagua, C., Blázquez, C., Mateo J.A., Cuadrado M. & Gaona, P. (1999a). *Estudio de las poblaciones de Camaleón Común (Chamaeleo chamaeleo L.) en Andalucía: importancia de las tasas de eclosión*. 44-47. In: Investigación y Desarrollo Medioambiental en Andalucía: Resultados de los proyectos de investigación realizados al amparo de Acuerdo Marco suscrito entre la Consejería de Medio Ambiente y la Estación Biológica de Doñana (1995-1999). Junta de Andalucía. CMA/CSIC. Sevilla.
 28. Díaz-Paniagua, C., Cuadrado, M., Blázquez, M.C. & Mateo, J. A. 2002. Reproduction of *Chamaeleo chamaeleon* under contrasting environmental conditions. *Herpetological Journal*, 12: 99-104.
 29. Díaz-Paniagua, C., Cuadrado, M., Gaona, P., Mateo, J.A., Blázquez, M.C., Andreu, A.C., Keller, C. & Gómez, J.J. (1999b). *Estudio de las poblaciones de Camaleón común (Chamaeleo chamaeleon) en Andalucía: bases para el manejo y conservación de la especie*. Parte I: Biología y dinámica de las poblaciones. Informe técnico no publicado. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía. Sevilla.
 30. Díaz-Paniagua, C., & Mateo, J. A. (2015). El camaleón común (*Chamaeleo chamaeleon*) en la península ibérica. *Boletín Asociación Herpetológica Española*. (2015) 26(2), 46-51.

31. Dimaki, M., Chondropoulos, B., Legakis, A., Valakos, E., & Vergetopoulos, M. (2015). New data on the distribution and population density of the African Chameleon, *Chamaeleo africanus* and the Common Chameleon, *Chamaeleo chamaeleon* in Greece. *Hyla: Herpetological bulletin*, 2015(1), 36-43.
32. Drillon, O., Dufresnes, G., Perrin, N., Crochet, P. A., & Dufresnes, C. (2019). Reaching the edge of the speciation continuum: Hybridization between three sympatric species of *Hyla* tree frogs. *Biological Journal of the Linnean Society*, 126(4), 743-750.
33. Durán, J.J., García de Domingo, A., López-Geta, J.A y Soria, J.M. (2004). *Caracterización geológica e hidrogeológica de los humedales españoles de importancia internacional*. Universidad de Alicante. Departamento de Ciencias Ambientales y Recursos Naturales.
34. Edenhamn, P., Hoggren, M. and Carlson, A. (2000). Genetic diversity and fitness in peripheral and central populations of the European tree frog *Hyla arborea*. *Heredity* 133: 115-122.
35. Ekos Estudios Ambientales, S.L.U. (2021). Plan de gestión de la Ranita meridional (*Hyla meridionalis*, Boettger, 1874). *Programa de seguimiento 2021*. Diputación Foral de Gipuzkoa. Inédito.
36. El Kashaty, O. A., Daoud, A. A., & Elaraby, E. E. (2023). Forecasting of Short-Term and long-term wind speed of ras gharib using time series analysis. *International Journal of Renewable Energy Research*, 13(1), 258-272.
37. Escoriza, D. (2015). *Factors regulating the invasion of two Mediterranean anurans. The role of niche conservatism, species interaction and habitat selection* (Tesis Doctoral, Universidad de Girona).
38. Etxezarreta, J., & Rubio, X. (2003). Causas de la regresión en el período 1978-1998 y situación actual de la ranita meridional (*Hyla meridionalis*) en Mendizorrotz (Gipuzkoa, País Vasco). *Munibe (suplemento)*, 16, 146-159.
39. Fernández-Cardenete, J. R., Luzón-Ortega, J. M., Pérez-Contreras, J., & Tierno de Figueroa, J. M. (2000). Revisión de la distribución y conservación de los anfibios y reptiles en la provincia de Granada (España). *Zoologica baetica*, 11(1), 77-104.
40. Geniez, P., Sa-Sousa, P., Guillaume, C. P., Cluchier, A., & Crochet, P. A. (2014). Systematics of the *Podarcis hispanicus* complex (Sauria, Lacertidae)

- III: valid nomina of the western and central Iberian forms. *Zootaxa*, 3794(1), 1-51.
41. González, A. R. (2006). *Ecología: Métodos de muestreo y análisis de poblaciones y comunidades*. Pontificia Universidad Javeriana.
 42. Guedes, P. C. G. (2019). *Spatial patterns of genetic diversity in Hyla molleri* (Tesis Doctoral, Universidad de Lisboa).
 43. Harris, D. J., & Sa-Sousa, P. (2002). Molecular phylogenetics of Iberian wall lizards (Podarcis): is *Podarcis hispanica* a species complex? *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 23(1), 75-81.
 44. Kueh, B. H. (2005). 'Anurans Tourism' in Crocker Range Park: Convergence of Research and Local People Involvement Towards Conservation. Institute for Tropical Biology and Conservation, Universiti Malaysia Sabah.
 45. Hewitt, G. M. (1996). Some genetic consequences of ice ages, and their role in divergence and speciation. *Biological journal of the Linnean Society*, 58(3), 247-276.
 46. Hewitt, G. M. (2000). The genetic legacy of the Quaternary ice ages. *Nature*, 405(6789), 907-913.
 47. Heyer, R., Donnelly, M. A., Foster, M., & McDiarmid, R. (Eds.). (2014). *Measuring and monitoring biological diversity: standard methods for amphibians*. Smithsonian Institution.
 48. Hu, S., Niu, Z., & Chen, Y. (2017). Global wetland datasets: a review. *Wetlands*, 37, 807-817.
 49. Junta de Andalucía (2007). Resolución de 14 de febrero de 2007, de la Dirección General de Urbanismo, por la que se dispone la publicación del Plan Especial de Protección del Medio Físico y Catálogo de Espacios y Bienes Protegidos de la provincia de Granada. Boletín Oficial de la Junta de Andalucía, (61), pp. 50 - 51. <https://www.juntadeandalucia.es/boja/2007/61/d52.pdf>
 50. Junta de Andalucía (2009). Acuerdo de 17 de febrero de 2009, del Consejo de Gobierno, por el que se declara la Reserva Natural concertada Charca de Suárez en Motril (Granada), y se autoriza a la Consejera de Medio Ambiente para suscribir con el propietario el Convenio de Colaboración por el que se establece el régimen de protección de la misma. Boletín Oficial de la Junta de Andalucía, (49), pp. 69 - 70. <https://www.juntadeandalucia.es/boja/2009/49/d26.pdf>

51. Kacoliris, F. P., Berkunsky, I., & Williams, J. D. (2009). Methods for assessing population size in sand dune lizards (*Liolaemus multimaculatus*). *Herpetologica*, 65(2), 219-226.
52. Keren-Rotem, T., Levy, N., Wolf, L., Bouskila, A., & Geffen, E. (2016). Alternative Mating Tactics in Male Chameleons (*Chamaeleo chamaeleon*) Are Evident in Both Long-Term Body Color and Short-Term Courtship Pattern. *PloS one*, 11(7), e0159032.
53. Ketter-Katz, H., Lev-Ari, T., & Katzir, G. (2020). Vision in chameleons-A model for non-mammalian vertebrates. *Seminars in cell & developmental biology*, 106, 94–105.
54. Korkmaz, S., Göksülük, D., & Zararsiz, G. (2014). MVN: An R package for assessing multivariate normality. *R Journal*, 6(2). 151-162.
55. Lesbarrères, D.; Balseiro, A.; Brunner, J.; Chinchar, V.G.; Duffus, A.; Kerby, J.; Miller, D.L.; Robert, J.; Schock, D.M.; Waltzek, T.; et al. (2012). Ranavirus: Past, present and future. *Biology Letters*. 8(4), 481–483.
56. Lizana, M., & Viejo Montesinos, J. L. (2007). La diversidad animal de España. *Documentación Administrativa*, (278-279).
57. Llusia, D., Márquez, R., Beltrán, J. F., Benítez, M., & Do Amaral, J. P. (2013). Calling behaviour under climate change: geographical and seasonal variation of calling temperatures in ectotherms. *Global change biology*, 19(9), 2655-2674.
58. Lobo, J. M., Martínez-Solano, I., & Sanchiz, B. (2016). A review of the palaeoclimatic inference potential of Iberian Quaternary fossil batrachians. *Palaeobiodiversity and Palaeoenvironments*, 96, 125-148.
59. López-Jurado LF. 1992. Synopsis of the Canarian herpetofauna. *Revista Española de Herpetología*, 6: 107-118.
60. Marquina Blasco, R. (2022). *Aportaciones de la herpetofauna al conocimiento de la paleobiología y paleoclimatología del tramo temporal pleistoceno superior y holoceno de la Comunidad Valenciana (este de España)* (Tesis Doctoral, Universitat de València).
61. Masó, A., & Pijoan, M. (2011). *Anfibios y reptiles de la península ibérica, Baleares y canarias: Nuevas Guías de Campo*. Omega.
62. Mitsch, W. J. & Gosselink, J.G (2015) *Wetlands* (5th edition). John Wiley & Sons.

63. Montgomery, D. C., Jennings, C. L., & Kulahci, M. (2015). *Introduction to time series analysis and forecasting*. John Wiley & Sons.
64. Narváez, V. & G. Zapata-Ríos. (2020). *Manual para el muestreo de fauna silvestre con transectos lineales*. Wildlife Conservation Society. Quito. 18 pp.
65. Naveira, H., Rojo, V., Gómez-Seoane, I., Ferguson-Smith, M. A., Pereira, J. C., & Martínez-Lage, A. (2023). Chromosome evolution in *Iberolacerta*, a genus that deviates from the standard karyotype formula of Lacertidae. *Genetica*, 151(4), 267-279.
66. Paracuellos, M., Fernández-Cardenete, J. R., González-Miras, E., Molina-Pardo, J. L., Ruiz, A., Enciso, J. P. & López-Acosta, P. (2017). Posible declive de *Hyla meridionalis* en su extremo de distribución del sudeste ibérico. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 28(1), 62-69.
67. Pleguezuelos, J. M., & Martínez-Rica, J. P. (1997). *Distribución y biogeografía de los anfibios y reptiles en España y Portugal*. Granada, Spain: Universidad de Granada.
68. Pleguezuelos, J.M., Márquez, M., Lizana, M., (2002). *Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España*. Ministerio de Medio Ambiente, Asociación Herpetológica Española. 587 pp.
69. Recuero, E. (2015). La ranita meridional (*Hyla meridionalis*) en la península ibérica, islas Baleares e islas Canarias. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 26(2), 20-23.
70. Red De Información Agroclimática de Andalucía (RIA). Instituto de Investigación y Formación Agraria y Pesquera (IFAPA). (n.d.). <https://www.juntadeandalucia.es/agriculturaypesca/ifapa/riaweb/web/>
71. R Core Team (2023). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
72. RStudio Team (2020). RStudio: Integrated Development for R. RStudio, PBC, Boston, MA URL <http://www.rstudio.com/>
73. Rubio, X., & Etxezarreta, J. (2003). Plan de reintroducción y seguimiento de la ranita meridional (*Hyla meridionalis*) en Mendizorrotz (Gipuzkoa, País Vasco)(1998-2003). *Munibe, Ciencias naturales, (Suplemento/Gehigarria)*, 16, 160-177.

74. Ryan JA, Ulrich JM (2013). xts: eXtensible Time Series. R package version 0.9-7, URL: <http://cran.r-project.org/package=xts>.
75. Salvador, A., Pleguezuelos, J. M., & Reques, R. (2021). *Guía de los anfibios y reptiles de España*. Asociación Herpetológica Española. 339 pp.
76. Secretaría de la Convención de Ramsar (2013) Manual de la Convención de Ramsar: Guía a la Convención sobre los Humedales (Ramsar, Irán, 1971), 6a. edición. Gland, Suiza: Secretaría de la Convención de Ramsar.
77. Sillero, N., Campos, J., Bonardi, A., Corti, C., Creemers, R., Crochet, P. A., ... & Vences, M. (2014). Updated distribution and biogeography of amphibians and reptiles of Europe. *Amphibia-reptilia*, 35(1), 1-31.
78. Speybroeck, J., Beukema, W., & Bok, B. (2017). *Guía de Campo de los Anfibios y reptiles de España y de europa*. Ediciones Omega.
79. Teyssier, J., Saenko, S. V., Van Der Marel, D., & Milinkovitch, M. C. (2015). Photonic crystals cause active colour change in chameleons. *Nature communications*, 6(1), 6368.
80. Trouwborst, A., McCormack, P. C., & Martínez Camacho, E. (2020). Domestic cats and their impacts on biodiversity: A blind spot in the application of nature conservation law. *People and Nature*, 2(1), 235-250.
81. Villero, D., Montori, A., Llorente, G. A., Roura-Pascual, N., Geniez, P., & Brotons, L. (2022). Global Warming and Long-Distance Spread of Invasive *Discoglossus pictus* (Amphibia, Alytidae): Conservation Implications for Protected Amphibians in the Iberian Peninsula. *Animals*, 12(23), 3236.
82. Wickham, H., Bryan, J., Kalicinski, M., Valery, K., Leittenne, C., Colbert, B., ... & Bryan, M. J. (2019). Package 'readxl'. *Version*, 1.3, 1.
83. Woodhams, D. C., Bosch, J., Briggs, C. J., Cashins, S., Davis, L. R., Lauer, A., ... & Voyles, J. (2011). Mitigating amphibian disease: strategies to maintain wild populations and control chytridiomycosis. *Frontiers in Zoology*, 8, 1-2.
84. Xu, T., Weng, B., Yan, D., Wang, K., Li, X., Bi, W., ... & Liu, Y. (2019). Wetlands of international importance: Status, threats, and future protection. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 16(10), 1818.
85. Yousaf, M., Zahir, S., Riaz, M., Hussain, S. M., & Shah, K. (2020). Statistical analysis of forecasting COVID-19 for upcoming month in Pakistan. *Chaos, Solitons & Fractals*, 138, 109926.

86. Yus Ramos R., Gámez, J.L., & Torres, M.A. (2006). *Biología y conservación del camaleón común*. Ayuntamiento de Vélez-Málaga. Málaga.

AGRADECIMIENTOS

Agradezco sinceramente a Francisco José Márquez Jiménez por su orientación y apoyo durante la realización de este proyecto. Su profundo conocimiento, su paciencia y su disposición fueron esenciales a la hora de superar los desafíos que surgieron durante el desarrollo del trabajo.

Expreso mi más sincero agradecimiento a Diego Geray, a Pepe Larios, a Antonio Lorenzo, a Manuel Mañani, a Alicia, a Ana M^a Ruiz y resto del personal de la RNC Charca de Suárez por su inestimable ayuda y guía, sin la cual este proyecto no se habría podido realizar de forma exitosa, y estoy profundamente agradecido por su amable guía y colaboración a lo largo de este camino.

Agradezco sinceramente a Gloria Domínguez por su orientación en el uso de Rstudio y sobre el estudio de series temporales, sin la que no se habrían alcanzado los objetivos de esta investigación.

ANEXO

Apéndice 1 - Gráficos pertenecientes a los censos aportados por la Charca de Suárez y completados en 2023 que registran el número de individuos visualizados durante 3 años (2021 - 2023):

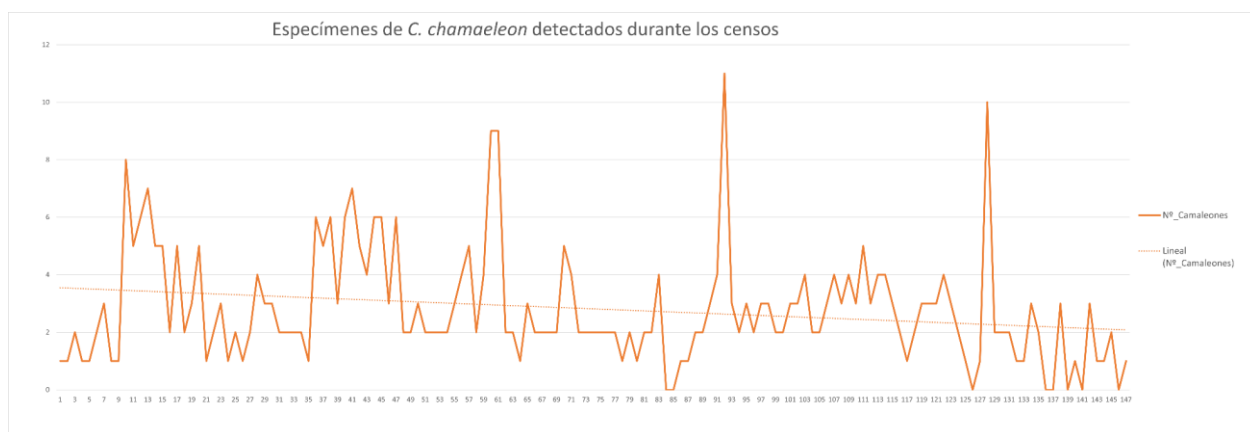
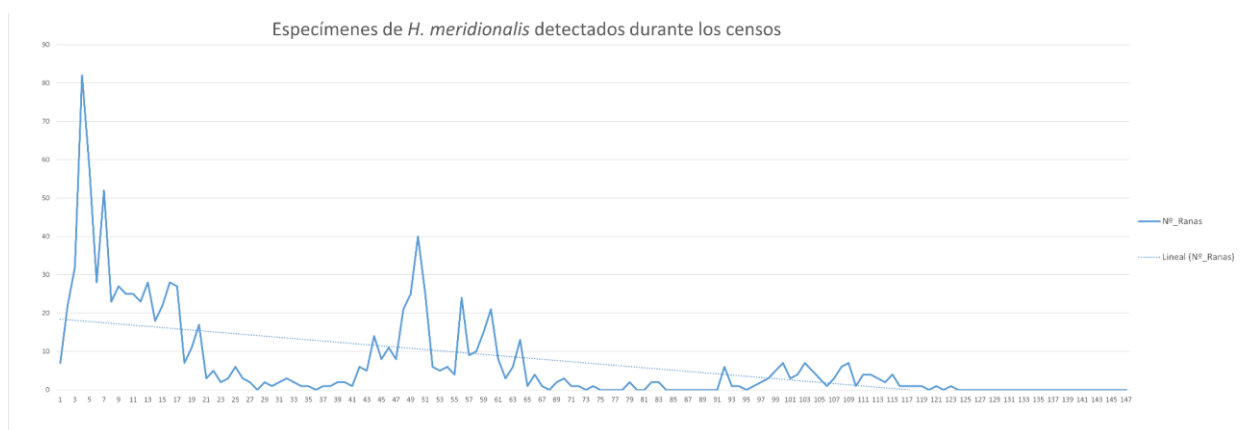
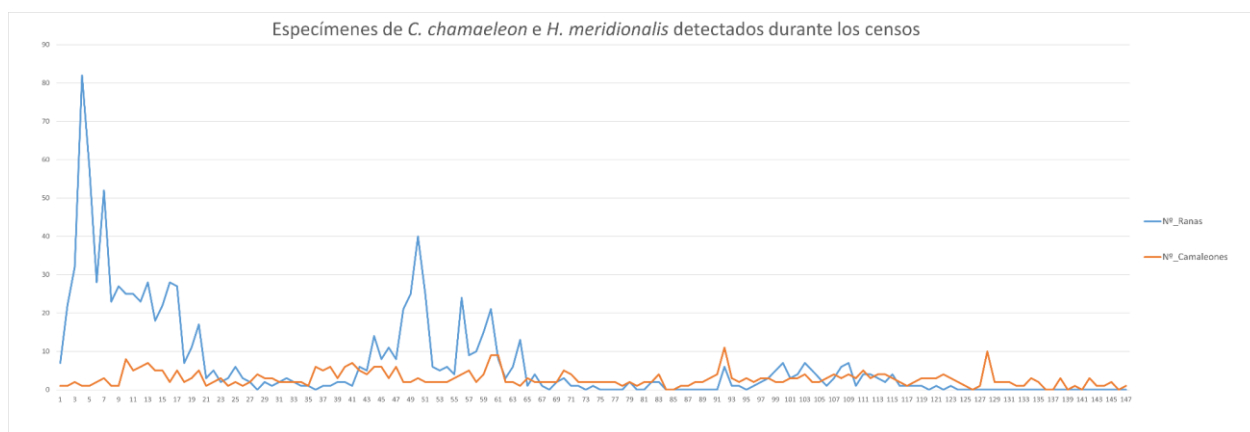


Figura Apéndice 2 - Gráficos de censos *H. meridionalis* y *C. Chamaeleon*