



BAHE BOLETIN

DE LA ASOCIACIÓN HERPETOLÓGICA ESPAÑOLA



2023
Número 34

SUMARIO nº 34 - 2023

Artículo Invitado

- Bioseguridad en trabajos de campo con reptiles y anfibios. Albert Martínez-Silvestre, Eva Graciá, Andrés Giménez, Vanessa Cadenas, María I. García de la Fuente, Barbora Thumsová & Jaime Bosch 3

Historia Natural

- Larviparismo de *Salamandra salamandra*, una oportunidad para la conservación de la especie. Gonzalo Alarcos 17
- Un caso de melanismo parcial en *Timon lepidus*. Carlos Robles & José Guerrero-Casado 21
- To take the risk: feeding on scorpions by lizards (Sauria: Lacertidae, Scincidae) – first documented cases from Bulgaria. Emiliya Vacheva 23
- Adelanto del periodo reproductivo de la ranita meridional (*Hyla meridionalis*) en Sierra Morena Central. Ricardo Reques 27
- Un caso de hiperpigmentación en tritón pigmeo (*Triturus pygmaeus*). Gonzalo Núñez-Lagos Laborda 31
- The fish dies by the mouth. And the herps... Iván Ruiz Barranco & Gabriel Martínez del Mármol Marín 33
- First record of partially melanistic individual of *Cerastes vipera* (Squamata: Viperidae). Pablo García Antón, Vladimir Peranic & Gabriel Martínez Del Mármol Marín 37
- Report of a negative interspecific interaction between *Cordylus subtaeniolatus* and *Pachydactylus montanus* in southern Namibia. Germán Franco, Daniel Hernández, Adrián Martín-Taboada & Francisco Ceacero 41
- Observación del comportamiento de tanatosis en culebra bastarda (*Malpolon monspessulanus*): una estrategia defensiva. Ricardo Reques & Juan M. Pleguezuelos 44
- Depredación sobre *Zamenis scalaris* por *Malpolon monspessulanus*. Iñaki Sanz-Azkue, Alberto Gosá & Carlos F. de Miguel-Calvo 46
- A report of leucism in an *Alytes dickhilleni* tadpole in southern Spain. Germán Franco, Raúl Arroyo-Morales & Adrián Martín-Taboada 49
- Miasis sobre *Bufo spinosus* en Álava (País Vasco), atribuible a *Lucilia bufonivora* Moniez, 1876 (Diptera; Calliphoridae). Conrado Tejado & M^a Elena Potes 52
- Pauta defensiva de vibración de la cola en *Zamenis longissimus*. Alberto Gosá & Iñaki Sanz-Azkue 54
- Mauremys leprosa* consumiendo carroña de *Ciconia ciconia* y alimentándose de frutos de *Crataegus monogyna*. Juan Miguel de la Fuente 58
- Intentos de depredación sobre dos especies de murciélagos por *Pelophylax perezi* en la península ibérica. Jorge Sánchez-Balibrea, Sarah Díaz-García & Ángel Guardiola-Gómez 60

- Even darker: a case of complete melanism in *Podarcis pityusensis* from Na Gorra Island (Ibiza). Ferran de la Cruz 62
- Melanismo en *Triturus marmoratus* de una galería industrial abandonada de la comarca del Bierzo (León). Alfonso Esquivel, José Eduardo Nieto & Emilio De la Calzada 65
- Primera cita de depredación de *Gallotia galloti galloti* por *Latrodectus tredecimguttatus* en la isla de Tenerife. Abel Méndez-Álvarez 67
- Posible depredación de *Zamenis longissimus* por *Mantis religiosa*. Alberto Gosá, Iñaki Sanz-Azkue & Heidi Otaduy 69

Distribución

- Herpetofauna of Mauritania: results of a field survey. Gabriel Martínez del Mármol, Ander Izagirre-Egaña, Sonke Frahm & Marco Sassoè 73
- Límite norte costero de la distribución de *Podarcis lusitanicus*. ¿Ha variado en 40 años?. Pedro Galán 86
- Presencia de poblaciones estables y reproductoras de *Tarentola mauritanica* en Cantabria. Juan M. Gómez de Berrazueta, José M^a. López, Oscar Martínez, Clemente López, Antonio Folch, Severino Bonafe, Alfredo Cañete, Teófilo Marrón, Guillermo Simón-Altuna, Fernando Gómez de Berrazueta, Eduardo De Andrés, Fernando Martín & Mario Castillo 91
- The herpetofauna of Cerro Jesús María (Cordillera Dipilto-Jalapa), the second highest mountain in Nicaragua. Víctor López-Maroto, Javier Sunyer & Roberto García-Roa 97

Conservación

- Un nuevo caso de especie exótica (*Crotaphopeltis hotamboeia*) viajando como polizón hasta la provincia de València y las dificultades para dejarla en manos de algún servicio público. Ángel Gálvez, Luis Albero, Antonio Gómez-Mercader, Rubén Sánchez & Josep F. Bisbal-Chinesta 105
- Introducciones accidentales de perenquén de Delalande, *Tarentola delalandii* (Duméril & Bibron, 1836) en Vitoria-Gasteiz (Álava, norte de España). Conrado Tejado 109
- Supervivencia de una población aislada de baja altitud de *Iberolacerta monticola* considerada extinguida. Pedro Galán 111
- Extracción de serpientes capturadas en trampas adhesivas: detalles de la metodología. Albert Martínez-Silvestre, Juan M. Cano, Nahíara Cachorro & Joaquín Soler 117
- Presencia de *Anolis porcatus* en Tenerife (Islas Canarias). Oscar Afonso & Beatriz Fariña 120

Adenda 124

Normas de publicación Interior contraportada



BOLETÍN

DE LA ASOCIACIÓN HERPETOLÓGICA ESPAÑOLA

Boletín nº 34. Año 2023.

Editores:

Alberto Gosá, Alex Richter y Urtzi Enriquez
Departament de Biologia Animal, Universitat de Barcelona,
Av. Diagonal, 645. E-08028 Barcelona.

Diseño y maquetación:

Marcos Pérez de Tudela (<http://issuu.com/marcospdt>)

Impresión:

igrafic (Url: www.igrafic.com)

Junta Directiva

Presidenta

Eva Graciá Martínez

Secretario General

Íñigo Martínez-Solano

Tesorería

Marcos Ferrández Sempere

Gerente

Enrique Ayllón López

Vocales

Carlos Cabido Quintas (Conservación)

Jose C. Báez Barrionuevo (Tortugas Marinas)

Jaime Bosch (Programa de Seguimiento)

Daniel Villero Pi (Base de Datos y SIARE)

Responsables de Área

Enrique Ayllón López (Catálogo EE. AA.)

Miguel Á. Carretero Fernández (Lista patrón)

Francisco J. Diego Rasilla (Página web y Promoción)

Coordinadores de grupos de trabajo

César Ayres (Conservación del Galápagos Europeo)

Eva Graciá Martínez (Tortugas Terrestres)

Albert Martínez-Silvestre y Jaime Bosch (Enfermedades Emergentes)

Basic & Applied Herpetology (Editores)

Catarina Rato y Manuel E. Ortiz Santaliestra

Boletín de la AHE (Editores)

Alberto Gosá Oteiza, Alex Richter Boix y
Urtzi Enriquez-Urzelai



TU FOTO A PORTADA



¿Te apasiona la fotografía de animales?
¿Te mojas hasta las canillas por una rana?
¿Trepas por las paredes tras una lagartija?
Si es así y tienes buenas fotos que podrían salir en las cubiertas del BAHE, ¡atrévete!
¿A qué esperas?. Envía ya tus fotos a:
che@herpetologica.org

Bioseguridad en trabajos de campo con reptiles y anfibios

Albert Martínez-Silvestre¹, Eva Graciá², Andrés Giménez², Vanessa Cadenas³,
María I. García de la Fuente², Barbora Thumsová^{4,5} & Jaime Bosch⁶

¹ Centro de Recuperación de Anfibios y Reptiles de Cataluña (CRARC). 08783 Masquefa. Barcelona. España. C.e.: crarc@amasquefa.com

² Área de Ecología, Dpto. de Biología Aplicada. Universidad Miguel Hernández. 03202 Elche. Alicante. España.

³ Sección de Biodiversidad y Medio Natural. Departamento de Acción Climática, Ali-mentación y Agenda Rural. Generalitat de Catalunya. 43004 Tarragona. España.

⁴ Museo Nacional de Ciencias Naturales, CSIC. Cl. José Gutiérrez Abascal, 2. 28006 Madrid. España.

⁵ Asociación Herpetológica Española (AHE). Cl. José Gutiérrez Abascal, 2. 28006 Madrid. España.

⁶ Instituto Mixto de Investigación en Biodiversidad (IMIB), CSIC-Universidad de Oviedo-Principado de Asturias. 33600 Mieres. Asturias. España.

Fecha de aceptación: 20 de septiembre de 2023.

Key words: Biosecurity, disinfection, emerging diseases, field work.

INTRODUCCIÓN

En los últimos años, la aparición de brotes de enfermedades emergentes de anfibios y reptiles, así como la introducción de especies exóticas (de vertebrados e invertebrados) fuera de su área de distribución están cobrando especial relevancia. Además, en biología de la conservación se considera especie invasora aquella especie foránea que representa un perjuicio para las especies nativas o los humanos. De este modo, si una especie foránea es capaz de transmitir un patógeno a una especie nativa, ya podría pasar a considerarse invasora. Todo ello afecta en gran modo a los planes de conservación de especies (caso del brote del virus *Ranavirus* en anfibios de Ordesa (Aragón) (Bosch *et al.*, 2020), o del virus *Picornavirus* en tortugas terrestres en L'Albera (Girona) (Martínez-Silvestre *et al.*, 2021). Esto ha hecho que sea necesario extremar las precauciones de bioseguridad en los trabajos de campo con estos grupos animales. Los anfibios parecen elementos muy delicados en nuestros ecosistemas que sufren especialmente estos patógenos. Sin embargo, las enfermedades emergentes y sus potenciales vectores de transmisión no son exclusividad de los anfibios, sino que son una preocupación global para todos los ór-

denes animales. A modo de ejemplo, se han descrito en mamíferos (p.e. el hongo *Pseudogymnoascus destructans* en murciélagos -Gargas *et al.*, 2009-), peces (p.e. el virus *Novirhabdovirus* de los salmónidos -Kim & Faisal, 2011-), invertebrados (p.e. el hongo *Aphanomyces astaci* en los cangrejos europeos -Svoboda *et al.*, 2017-), o reptiles (p.e. la bacteria *Mycoplasma testudinis* en tortugas -Adamovicz *et al.*, 2020-, o el hongo *Ophidiomyces ophidicola* en serpientes -Lorch *et al.*, 2015-). Existen además patógenos normalmente asociados a la cautividad que se han empezado a ver provocando enfermedades en vida silvestre, como *Chlamydia* en anfibios, o *Cryptosporidium* en serpientes. También se han descrito infecciones cruzadas, como las que se producen entre cangrejos y anfibios (*Ranavirus*; Thumsová *et al.*, 2023), tortugas y anfibios (*Ranavirus*; Borzym *et al.*, 2020), coinfecciones en un mismo individuo (*Batrachochytrium salamandrivorans* y *Batrachochytrium dendrobatidis* -Ribas *et al.*, 2022-), etc. En consecuencia, y considerando que la mitigación de los patógenos en el campo es muy difícil y en muchos casos prácticamente imposible, deberíamos extremar los esfuerzos que se destinan a la prevención y bioseguridad de nuestro trabajo en el campo.

¿Qué enfermedades de anfibios nos preocupan?

Existen ya varias descripciones de patógenos emergentes provocando tumores, quistes parasitarios o pequeños brotes de mortalidad en poblaciones locales de anfibios de toda Europa. Aun así, de momento las enfermedades de mayor preocupación que deberemos tener en cuenta en anfibios españoles son las fúngicas causadas por los hongos *Batrachochytrium dendrobatidis* (Bd, ampliamente repartida en España y Portugal en anuros y urodelos) y *Batrachochytrium salamandrivorans* (Bsal, introducida recientemente en España en urodelos salvajes), las víricas causadas por virus del género *Ranavirus* (provocando brotes de mortalidad en España desde los años 80, y en Portugal desde 2003) y las bacterianas, como las provocadas por el género *Chlamydia* (tan solo conocida por ahora en ejemplares cautivos en España pero ya detectada en anfibios libres en Suiza -Blumer *et al.*, 2007-).

¿Qué enfermedades de reptiles nos preocupan?

Los patógenos detectados en tortugas en España son *Herpesvirus*, *Mycoplasma* o bien *Picornavirus* (Martínez-Silvestre *et al.*, 2021). Existen otros que, si bien no se han descrito en libertad aún en la Península, están descritas en cautividad o en instalaciones al aire libre y podrían detectarse en animales salvajes si no se aplican las medidas adecuadas, como formas tuberculosas atípicas de *Mycobacterium* (Muro *et al.*, 2020). Otras enfermedades emergentes que se han descrito ya afectando a tortugas salvajes en otros países y ante las cuales debemos extremar la precaución son la ranavirosis, la coccidiosis intranuclear, la cryptosporidiosis y la micosis por *Emydomyces testivorans* (Adamovicz *et al.*, 2020). En tortugas marinas se han descrito virus del papiloma en adultos (Manire *et al.*, 2008), e incluso la transmisión de

hongos *Fusarium* durante la manipulación de huevos (Phillot & Parmenter, 2001). En serpientes la principal preocupación es la micosis causada por *Ophidiomyces ophidicola*. Si bien este hongo aún no se ha detectado en España, se ha descrito dos casos de mortalidad en *Vipera seoanei* salvaje por otro hongo del mismo grupo (*Parananniziopsis* sp.) (Blanvillain *et al.*, 2023). También en serpientes se han encontrado ejemplares de *Natrix maura* infectados con *Ranavirus* e incluso muertos durante brotes de enfermedad (Price *et al.*, 2014; Von Essen *et al.*, 2020). En saurios salvajes en España no se ha descrito por el momento ninguna enfermedad emergente, de las que destacamos las potencialmente provocadas por *Adenovirus*, *Ranavirus*, *Reovirus*, y las dermatopatías causadas por la bacteria *Devriesea agamarum* o el hongo *Nanniziopsis* sp. (Hellebuyck *et al.*, 2011). Tan solo hay un caso sospechoso de esta última enfermedad en un lagarto verdinegro salvaje de Álava que no pudo llegar a confirmarse (Martínez-Silvestre *et al.*, 2022), así como un ejemplar de *Podarcis bocagei* infectado con *Ranavirus* (Von Essen *et al.*, 2020).

¿Qué entendemos por Bioseguridad?

El Código Sanitario para los Animales Terrestres de la Organización Mundial de Sanidad Animal (OMSA, fundada como Oficina Internacional de Epizootias, OIE) define bioseguridad como un conjunto de medidas físicas y de gestión diseñadas para reducir el riesgo de introducción, erradicación y propagación de las enfermedades, infecciones o infestaciones animales hacia, desde y dentro de una población animal (OMSA, 2022a, 2022b). Desde el punto de vista epidemiológico, de nada sirve manipular una rana o salamandra con guantes y ese mismo día manipular una tortuga o cangrejo sin guantes o reutilizando

los mismos. Así, unas mínimas medidas de higiene deberían aplicarse por todos los colectivos científicos o técnicos que manipulen cualquier especie salvaje. A diferencia de otros colectivos, como el ornitológico, el colectivo herpetológico (sea profesional o aficionado) suele realizar una mayor captura y manipulación de los ejemplares, elevando considerablemente el riesgo de transmisión antropogénica de enfermedades emergentes. El presente trabajo pretende dar a conocer las limitaciones legales y los criterios científicos que deben usarse para los trabajos de campo en herpetología, a fin de optimizar nuestras actuaciones en estos grupos animales y minimizar el impacto de nuestro paso por el ecosistema.

MARCO LEGISLATIVO

En general se asume que actualmente las actividades humanas están dispersando por el mundo más especies de herpetos de lo reconocido previamente, y que la mayoría de estos polizones suelen saltarse las variadas jurisdicciones del mundo que carecen de programas integrales de bioseguridad (Chapple *et al.*, 2016). La Unión Europea y algunas organizaciones internacionales, como la Organización Mundial de Sanidad Animal (OMSA), la Organización Mundial de la Salud (OMS) o la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), reconocen la importancia de la protección de la salud animal y proponen un enfoque integrado de la bioseguridad (FAO, 2007; OMSA, 2010). Por ese motivo, y a raíz de la pandemia de la Covid-19, a partir de octubre de 2022 se reforzó la acción internacional contra las amenazas sanitarias bajo el enfoque “Una salud”. De esta forma se pretende integrar la prevención, vigilancia, respuesta y gestión de las enfermedades,

poniendo especial énfasis en los animales silvestres, de manera que la salud humana y la sanidad animal son interdependientes y están vinculadas a los ecosistemas en los cuales coexisten.

En España la Ley 8/2003, de aplicación en todo el territorio nacional, establece que deben aplicarse medidas de sanidad animal a laboratorios, mataderos, explotaciones ganaderas, vehículos de transporte, intercambios con otros países y fauna silvestre (BOE, 2003). Estas medidas son desarrolladas por normativa sectorial específica y documentos técnicos sobre bioseguridad para distintas especies, tanto a nivel estatal, como autonómico. Sin embargo, no existe ninguna directriz que aborde específicamente el manejo de reptiles y anfibios.

En los últimos años la bioseguridad se ha convertido en uno de los puntos prioritarios en materia sanitaria, lo que se ve reflejado en la incorporación de la misma como pilar fundamental dentro de las medidas que se postulan en la Ley de Sanidad Animal Europea (UE, 2016), de aplicación en todos los estados miembros desde el año 2021. El reglamento establece normas para la prevención y el control de las enfermedades transmisibles, incluyendo las consideradas emergentes (enfermedades de reciente preocupación por su elevada patogenicidad o creciente distribución geográfica) y las zoonosis (enfermedades transmisibles a los humanos). De esta manera, se ha consolidado un marco jurídico global con principios armonizados para todo el sector en materia de sanidad animal.

Debido al impacto en el medio natural y la creciente preocupación por las poblaciones de urodelos, la Comisión Europea encargó una evaluación científico-técnica a la Autoridad Europea de Seguridad Alimentaria respecto al riesgo de transmisión de Bsal

(EFSA *et al.*, 2017a, b). A raíz de los datos obtenidos, se incorporó el Bsal como "enfermedad de categoría D y E" en la lista del citado reglamento (UE, 2016, 2018a). Por ese motivo, en los últimos años se han establecido diversas medidas zoosanitarias de emergencia para seguir un programa de vigilancia y evitar su propagación -que incluyen aspectos higiénicos, de bioseguridad, cuarentenas, certificados zoosanitarios, análisis y tratamientos- para los desplazamientos de partidas de salamandras (entendiéndose como tales todos los anfibios del orden Caudata) entre estados miembros y para su entrada en la Unión Europea (UE, 2018b, 2019, 2021).

Además de la notificación de brotes de Bsal (UE, 2020), se consideran enfermedades de declaración obligatoria la infección por Bd y por *Ranavirus*, según la lista de la Organización Mundial de Sanidad Animal (OMSA, 2022b). Además de los patógenos antes citados, únicamente el hongo Bd está incorporado en el Catálogo de especies exóticas invasoras, por lo que las administraciones competentes implementan medidas de prevención y de lucha (BOE, 2013).

BIOSEGURIDAD Y PREVENCIÓN DURANTE EL MANEJO DE HERPETOS SALVAJES

Persistencia en el medio

La persistencia en el medio de los agentes causantes de enfermedades emergentes es muy variable y, particularmente cuando se cumplen condiciones ambientales favorables, pueden persistir de medio a largo plazo. Por ejemplo, estudios de laboratorio han documentado la persistencia de zoosporas de Bd en agua esterilizada y arena húmeda entre 7 y 12 semanas (Johnson & Speare, 2003, 2005). En campo, la propagación y persistencia del hongo en los sustratos terrestres y la

vegetación ribereña se ha estimado en varias semanas (Kolby *et al.*, 2015). Por otro lado, la estrategia de Bsal es ligeramente diferente ya que produce dos tipos de zoosporas: esporas con motilidad, que pueden nadar activamente, y esporas enquistadas infectantes que flotan en la interfaz agua-aire y pueden permanecer infectivas durante al menos 31 días en el agua filtrada del estanque. Además, se ha demostrado también la transmisión desde el suelo del bosque, en donde las zoosporas de Bsal han conseguido mantener su viabilidad hasta 48 horas después de que el suelo estuvo en contacto con un animal infectado (Stegen *et al.*, 2017). Por otro lado, los *Ranavirus* podrían tener una capacidad aún mayor de persistir en el medio natural y, por supuesto, en los cadáveres de animales infectados (Brunner *et al.*, 2015; Brunner & Yarber, 2018). Por ejemplo, se ha comprobado que pueden persistir a -20 y -70° C durante más de 2 años en tejidos de peces (Langdon, 1989), y que no pierden totalmente su capacidad infectiva tras más de 30 días únicamente en agua no tratada y mantenida a 20° C (Nazir *et al.*, 2012). También los *Ranavirus* tienen capacidad en ciertas condiciones de persistir en el medio natural. En consecuencia, la elección de un agente desinfectante deberá estar supeditada al tipo de actuación, hábitat donde se actuará y patógeno que se pretende prevenir. En la Tabla 1 se indican algunos ejemplos de persistencia para los principales patógenos emergentes de reptiles y anfibios. Cabe destacar que la mayoría de estudios de persistencia se han realizado en condiciones de laboratorio o *in vitro*. En condiciones naturales (ambientes con otros microorganismos competidores) la persistencia suele verse reducida (Campbell *et al.*, 2021).

Tabla 1: Persistencia de los principales patógenos emergentes de reptiles y anfibios, así como las condiciones en las que se ha probado y la fuente bibliográfica.

Grupo	Especie	Tiempo máximo de persistencia	Condiciones probadas	Bibliografía
Hongos	<i>Batrachochytrium dendrobatidis</i>	7 a 12 semanas	Agua esterilizada	Johnson & Speare, 2003, 2005
	<i>Batrachochytrium salamandrivorans</i>	31 días	Agua de estanque	Stegen <i>et al.</i> , 2017
	<i>Ophidiomyces ophidiicola</i>	Pocos días	Suelo estéril	Campbell <i>et al.</i> , 2021
Bacterias	<i>Chlamydia pneumoniae</i>	12 a 30 horas	Papel y mármol	Falsey & Walsh, 1993
	<i>Deirisea agamarun</i>	5 meses	Arena húmeda / agua destilada	Latney & Wellehan, 2020
	<i>Mycoplasma</i>	24 – 30 horas	Biofilm	McAuliffe <i>et al.</i> , 2006
Virus	<i>Herpesvirus</i>	Pocas horas	Humedad	Blumental & Lepage, 2019
	<i>Picornavirus</i>	> de 3 semanas / Hasta meses	Temperaturas de verano / Invierno	Marschang, 2019
	<i>Ranavirus</i>	Meses / Años	Suelo y agua / Tejidos vivos	Brunner & Yarber, 2018

Zoonosis bidireccionales

Una de las bacterias que más afectan a los anfibios es *Chlamydia pneumoniae*, y en personas puede provocar desde enfermedad asintomática hasta síntomas de resfriado/gripe (tos, estornudos, algo de fiebre) e incluso neumonía en personas inmunodeprimidas. Cuando la persona está afectada es eliminadora de *Chlamydia* durante una a dos semanas aproximadamente. En la mayoría de los casos se cura sin tratamiento. Por lo tanto, si en un programa de cría en cautividad en anfibios no se incluye la prohibición de entrar en la sala a las personas que tengan síntomas respiratorios (aunque sean leves y no obliguen a pedir la baja laboral), estos podrían causar un brote. Este posible escenario no ocurre, sin embargo, con otros patógenos que no causan zoonosis, como son Bd, Bsal o *Ranavirus*.

Barreras físicas

Existe un estudio comparativo que demuestra que la piel de las manos del manipulador tiene un efecto fungicida frente a Bd, en comparación con el uso de guantes (Méndez *et*

al., 2008) eliminando el 100 % de las esporas tras 6 minutos de contacto (si bien esa capacidad se pierde tras la limpieza de manos mediante uso de etanol o gel hidroalcohólico). Sin embargo, siempre es recomendable el uso de guantes por varios motivos. En primer lugar el microbioma cutáneo del manipulador puede contener no solo a Bd sino a otros múltiples agentes potencialmente nocivos para el animal. Por otro lado, las manos del manipulador pueden contener restos de perfumes, gel hidroalcohólico (especialmente a raíz de las medidas tomadas por la pandemia de la



Figura 1: La coloración de los guantes no es un indicativo de su composición. Los recomendados guantes de nitrilo pueden tener distintas coloraciones según la marca comercial.



Figura 2: Manipulación en trabajo de campo de tortugas (*Testudo graeca*, arriba) y anfibios (*Calotriton asper*, abajo) con guantes de nitrilo.

Covid-19), loción antimosquitos, maquillaje, cremas hidratantes, restos de tabaco, cremas con filtro solar, entre otros, que podrían dañar la piel o las mucosas e incluso alterar la coloración reduciendo su efectividad como señal comportamental.

Guantes clínicos: Ante las distintas composiciones de este tipo de guantes (látex, vinilo, nitrilo), en el manejo de reptiles y anfibios adultos, así como sus larvas o huevos, se recomienda el uso de los guantes de nitrilo (Figuras 1, 2 y 3). Se ha demostrado que los guantes de nitrilo poseen una cierta actividad fungicida contra *Batrachochytrium* (Thomas *et al.*, 2020). En consecuencia, se debe tener en cuenta tres aspectos: a) considerando su actividad fungicida su uso durante el muestreo podría originar falsos negativos en anfibios con cargas muy bajas de este hongo. b) Por otro lado, al humedecer los guantes de nitrilo para manipular anfibios, éstos pierden eficacia antifúngica (Méndez *et al.*, 2008); y, finalmente, c) en larvas de anfibios se

ha descrito toxicidad referida al uso tanto de látex, vinilo, como nitrilo (Cashins *et al.*, 2008; Greer *et al.*, 2009).

Guantes de cuero: Debido al manejo de especies peligrosas, el uso de guantes de nitrilo se suele sustituir por guantes de cuero. El exterior de estos guantes puede desinfectarse mediante pulverización de *Virkon* 1%. Respecto al interior, recomendamos desinfectar las manos con derivados hidroalcohólicos antes de introducirlos en el guante. Si esa práctica se mantiene siempre, el interior del guante puede considerarse como una atmósfera desinfectada.

Productos, pautas y aplicaciones

Los tratamientos químicos a destacar son los enumerados en la Tabla 2. Cabe considerar que no existe el desinfectante perfecto que permite combatir a todos los agentes en todos los hábitats. Sirvan dos ejemplos: en primer lugar, la sal común (cloruro sódico) si bien se ha citado como tratamiento en enfermedades fún-



Figura 3: Manipulación con guantes de nitrilo durante una translocación de huevos de *Caretta caretta* en una playa de Tarragona.

Tabla 2: Agentes químicos usados en desinfección, con sus ventajas, inconvenientes y fuente bibliográfica consultada.

Producto Químico	Aplicaciones	Pros	Contras	Bibliografía
Ácido Peracético		· Accesible. · Letal para Bd.	· No tóxico para invertebrados pero tóxico para anfibios.	Lammens <i>et al.</i> , 2021
Amonio Cuaternario		· Económico. · Poco corrosivo. · Biodegradable.	· Inactivado por jabones y residuos orgánicos.	
Clorhexidina (0,05%–0,5%)			· Mínimo de 5 minutos de tiempo de contacto.	Latney & Wellehan, 2020
Etanol 70%	Aconsejado sólo para instrumentos, herramientas y pequeño equipamiento sensible a la corrosión.	· Fácil disponibilidad.	· Rápida evaporación (poco útil en patógenos que necesitan acción prolongada de desinfección). · Irritante cutáneo.	Latney & Wellehan, 2020
Hipoclorito sódico (Lejía) (3 a 5,25%)	Efectivo contra cualquier agente biológico ya que destruye el ADN.	· Económico. · Fácil disponibilidad.	· Solo útil a partir de concentraciones superiores al 3%. Algunos preparados comerciales son inferiores. · Se precisa sumergir completamente el material. Tiempos de aplicación elevados (superiores a 15 min. para una garantía total). · Las pastillas potabilizadoras son insuficientes. · Inactivo fácilmente en presencia de exceso de materia orgánica. · Produce toxicidad ambiental. · Corrosivo. · Irritante por contacto.	Latney & Wellehan, 2020 Jourdan <i>et al.</i> , 2022
Sales de Sulfato-Sulfonato sulfámico (<i>Virkon S</i>)		· Poco corrosivo e irritante. · Biodegradable al cabo de 7 a 10 días. · Resistente a la inactivación.	· Precio elevado. · Toxicidad en organismos acuáticos. · Tóxico por inhalación, especialmente al prepararlo. · Vida media corta una vez preparada la disolución. · Necesita tiempo de aplicación muy largo contra ciertos agentes como <i>Cryptosporidium</i>. · Poca efectividad frente a <i>Mycobacterium</i>.	Ares-Mazás <i>et al.</i> , 1997 Broadley <i>et al.</i> , 1993

gicas por *Saprolegnia* (Rivera, 2022) las concentraciones y pautas que se describen (10–25 g/l en baño durante 5–30 minutos) son imposibles de mantener en el medio ambiente, de modo que no se considera que el uso de cloruro sódico sea un buen método a aplicar como

técnica de bioseguridad. Por otro lado, las tan utilizadas sales de sulfato / sulfonato (*Virkon S* 1%), pese a ser muy eficaces contra *Batrachochytrium* (Bosch *et al.*, 2015), y tener un buen efecto viricida, se han considerado desinfectantes de efecto menor contra hongos miceliares

Tabla 3: Métodos físicos usados en desinfección, indicando ventajas e inconvenientes.

Método físico	Aplicaciones	Pros	Contras
Calor	Efectivo contra la mayoría de patógenos si se utilizan temperaturas elevadas y tiempos de exposición elevados. Lavadora (lavado superior a 40° C). Secadora, Microondas, Autoclave, Pupinel.	Lavado de ropas, calzados y recipientes, sustratos y decorados.	Riesgo de dañar equipos electrónicos. En el caso de <i>Ranavirus</i> las temperaturas tienen que ser cercanas a 100° C.
Deshidratación		Efectivo contra muchos microorganismos como Bd.	Bajo coste. No efectivo contra esporas de resistencia. No útil contra Bsal o <i>Ranavirus</i> .
Ozono	Común en sistemas de desinfección de acuarios.	Efectivo contra muchos microorganismos acuáticos.	Difícil de conseguir. Coste elevado.
Ultravioleta	Efectivo contra mayoría de patógenos.	Desinfección de equipos electrónicos.	Es necesario exponer a la radiación todas las superficies girando el material en sesiones de 20 a 30 minutos. Puede resultar caro.

patógenos (Hernández *et al.*, 2000). Ello, unido a la dificultad en la eliminación de la bacteria *Mycobacterium* o el protozoo parásito *Cryptosporidium* (patógenos también comunes en reptiles y anfibios -Vemulapaly *et al.* 2021; Broadley *et al.*, 1993-), convierten al *Virkon S* en un agente desinfectante de nivel regular.

En el caso de los aparatos electrónicos se recomienda el uso de alcohol por su rápida evaporación, para no dañar los circuitos electrónicos. Las cámaras y los teléfonos móviles acumulan gran cantidad de suciedad durante su uso en los trabajos de campo y su constante utilización sin efectuar limpiezas adecuadas supone un riesgo para la bioseguridad. Convenientemente, existen esterilizadores de pequeño tamaño, que actúan mediante métodos no químicos (por radiación ultravioleta del tipo B/C) ideados para su uso en esterilización de material clínico, de farmacia o peluquería, e incluso para teléfonos móviles, que pueden usarse para pequeño equipamiento como baterías, teléfonos móviles, ordenadores portátiles, relo-

jes o cámaras. El tiempo estimado de esterilización de un teléfono móvil es de 15 minutos aproximadamente, mientras no se abra la tapa del esterilizador (Tabla 3; Figura 4). El calor, la deshidratación o el ozono pueden ser técnicas físicas utilizables, si bien no afectan por igual a todos los agentes microbianos (Tabla 3).

Protocolo de bioseguridad para el manejo de herpetos

Seguidamente se enumeran los puntos generales básicos para el manejo de herpetos en estudios de campo o gestión de poblaciones.

Poblaciones *in situ*

- 1) Usar guantes desechables nuevos, al menos, para cada localidad (y aplicar etanol 70% entre distintos ejemplares si no se cambian).
- 2) Si es preciso retener temporalmente algún ejemplar, utilizar solo material nuevo y desechable, como bolsas de plástico de un solo uso (el uso de contenedores de plástico duro está desaconsejado por el alto riesgo de transmisión de patógenos en caso de

Foto Albert Martínez-Silvestre



Figura 4: Aparato comercial emisor de radiación ultravioleta para desinfección de utensilios. Cuando está en funcionamiento (abajo) emite una coloración azulada característica.

una desinfección defectuosa). Para evitar el riesgo de sofocación/deshidratación en herpetos de pequeño tamaño mantenidos largo tiempo en bolsas, una alternativa puede ser el uso de bolsas de red susceptibles de esterilización en autoclave.

- 3) Guardar todo el material desechable utilizado en una bolsa de plástico cerrada añadiendo *Virkon S* en su interior.
- 4) Limpiar el material. Eliminar el máximo de materia orgánica, barro, algas, para optimizar los tiempos y efectos de la posterior desinfección. Para ello evitar utilizar cepillos, etc. que puedan actuar como fómites o reservorios accidentales de los patógenos. En caso de usar cepillos, asegurar que sean de cerdas duras y que se guardan limpios junto con las botas según el paso 3.
- 5) Desinfectar el material que haya entrado en contacto con el medio y con los animales antes de abandonar cada localidad de

estudio (Figura 5). En vista de las distintas efectividades y, a fin de combatir el máximo número de patógenos posibles y no sólo algunos (Bd, o Rv, por ejemplo), los autores recomendamos la combinación de *Virkon S* 1% (solución comercial) e hipoclorito sódico (lejía) al 3%, a razón de una parte de solución comercial con 32 de agua (ver cuadro adjunto). Respecto al hipoclorito sódico cabe considerar los siguientes aspectos:

- a) La concentración al 0,2% mantenida más de 10 minutos es eficaz frente a Bd (Johnson *et al.*, 2003), pero no frente a Bsal o *Ranavirus*.
- b) La concentración de 1,6% en baños de más de 5 minutos es eficaz frente a Bsal y Bd (Bsal Europe, 2022), pero no frente a *Ranavirus*.
- c) La concentración de 3% durante un mínimo de 1 minuto es eficaz frente a Bsal, Bd y *Ranavirus* (Phillot *et al.*, 2010).

PROTOCOLO DE DESINFECCION EN 3 PASOS

1. En casa (de horas a días antes de realizar el trabajo de campo):

Dilución 1/32 de hipoclorito sódico comercial. O sea: 125 ml de Lejía en 4 l de agua (una “tazita de café” con lejía en una garrafa de 4 l de agua). Dejar actuar mínimo de 10 minutos todo el material que se ponga en contacto con el medio acuático. Enjuagar y dejar secar.

2. Una vez realizado el trabajo de campo (y después de limpiar minuciosamente de barro y restos de material):

VIRKON. Pulverizar los materiales utilizados. Incluir salabres, botas, cepillos, etc. en una bolsa cerrada y dejar actuar durante un mínimo de 10 minutos.

3. A pesar de usar un equipo por zona, siempre que sea posible es necesario repetir el paso 1 al llegar a casa.



Figura 5: Desinfección de las suelas tras retirar el máximo de barro y restos vegetales del calzado al finalizar el trabajo de campo con tortugas de tierra.

- d) La concentración de 3% y superiores durante un mínimo de 1 minuto es efectiva contra el hongo de las serpientes (*Ophidiomyces*) (Gray *et al.*, 2017).
- 6) En el caso de botas o mangas se pueden pulverizar completamente con *Virkon S* (Figura 6) o introducirlas en una bolsa de plástico cerrada para crear una atmósfera protectora. Varias horas después se aconseja sumergir el material en hipoclorito sódico al 3% durante 10 a 15 minutos y enjuagar después.
- 7) Restringir las tareas de trabajo de campo a un equipo de personas determinado, sin que haya movimiento entre zonas. Es decir, una zona = un equipo, ya que los protocolos de trabajo tampoco garantizan la completa y perfecta esterilización debido a la complejidad de su aplicación. Evitar

que un equipo que trabaje en una zona de conocida mortalidad masiva por un patógeno emergente sea el mismo que trabaje en la gestión de una especie amenazada.

- 8) Utilizar diferente material de campo previamente desinfectado totalmente si se visita una nueva localidad situada a más de 2km (en línea recta) de la anterior (para localidades cercanas, es posible, aunque no aconsejable, reutilizar el material pulverizando nuevamente con *Virkon S* y aclarándolo con agua antes de usarlo de nuevo).
- 9) Completar la desinfección del material no desechable usado en el campo al llegar a casa o al laboratorio según se describe en el cuadro adjunto. Evitar la desinfección justo antes de empezar el trabajo para evitar introducir concentraciones tóxicas de los desinfectantes en el medio.

Poblaciones *ex situ* y liberaciones

Independientemente de contar con los permisos necesarios en los trabajos de campo, el riesgo de introducir enfermedades en el medio es altísimo. Ni tan sólo descartando unas enfermedades hoy conocidas podemos asegurar que los animales no son portadores de las enfermedades que se describirán mañana. Así, en general, nunca se deben poner en contacto herpetos cautivos con herpetos salvajes o con el medio donde habiten. Las introducciones en el medio de animales procedentes de cautividad únicamente se justifican con objetivos de conservación de las poblaciones silvestres (ej. programas de cría en cautividad) y, en consecuencia, especialmente tendrán que garantizar las cuestiones relativas a la bioseguridad. Además, se desaconseja mantener poblaciones *ex situ* en zoológicos y otras instalaciones con un gran número de animales de procedencias variadas. Las instalaciones *ex situ* deberían es-

tar, preferentemente, dentro del área de distribución de la especie en cuestión, sin que exista movimiento de animales de fuera de esa área.

Para el manejo de anfibios en esas instalaciones (ej. centros de cría en cautividad, centros de recuperación de especies, centros de investigación, etc.) se tendrá que someter a los nuevos ejemplares a una cuarentena estricta durante al menos 1 mes (según se extrae de la Tabla 2). Durante ese período, los anfibios recién llegados deben ser analizados, como mínimo, para Bsal, Bd y *Ranavirus*. En el caso de reptiles se alargará la cuarentena a un par de meses y se sugiere analizar para otros patógenos emergentes detectados en la zona o especie de estudio (*Mycoplasma*, *Ranavirus*, *Herpesvirus* y *Picornavirus* en tortugas, por ejemplo). Si el resultado es positivo, los ejemplares deben ser tratados o eliminados del grupo. Durante este período de cuarentena, todos los materiales y el contenido de los terrarios deben desinfectarse completamente antes de ser desechados o reutilizados. El agua usada, y

cualquier contenido de los terrarios que pudiera estar contaminado por haber estado en contacto con los animales, también deben ser desinfectados antes de ser desechados o reutilizados. Un tratamiento térmico es el método más recomendable ya que es fácil de aplicar y no produce contaminación ambiental. Para ello, todos los residuos y materiales deben ser tratados como mínimo durante 30 minutos a, al menos, 60° C.

¿Qué hacer con los animales muertos de un brote?

Una vez se detecta un brote de mortalidad en la naturaleza, surge la duda de qué hacer con los ejemplares muertos en distintos grados de descomposición y qué normas de bioseguridad deberían seguirse. Ante todo debe tenerse en cuenta que no deben ser movidos o cambiados de sitio por nadie a fin de no ayudar a la dispersión del agente infeccioso que ha ocasionado el brote. El traslado de ejemplares sólo puede realizarse por personal

Foto Jaime Bosch



Figura 6: Pulverización a fondo de botas y vadeadores usados después de un trabajo de campo con anfibios.

con el permiso específico de la administración competente. Los animales deberán ser depositados en contenedores estancos y debidamente desinfectados con los desinfectantes comentados en la Tabla 2. Este contenedor será eliminado junto con los animales en su interior mediante incineración. Si se traslada un animal para su análisis deberá ser introducido en alcohol *in situ*, para evitar la dispersión del posible patógeno durante el trayecto.

Enterrar los animales puede ser contraproducente, ya que las condiciones del suelo (humedad, oscuridad) pueden favorecer que los patógenos se mantengan largo tiempo activos. Se recomienda, pues, no manipular indebidamente los cadáveres y notificar el hallazgo a la administración competente para que adopte las medidas necesarias y particulares para cada caso.

REFERENCIAS

- Adamovicz, L., Allender, M.C. & Gibbons, P.M. 2020. Emerging infectious diseases of chelonians. An Update. *Veterinary Clinics of North America: Exotic Animals*, 23: 263–283.
- Ares-Mazás, E., Lorenzo, M.J., Casal, J.A., Fernández da Ponte, B., Castro, J.A. & Freire, F. 1997. Effect of a commercial disinfectant ('Virkon') on mouse experimental infection by *Cryptosporidium parvum*. *Journal of Hosp Infection*, 36(2): 141–145.
- Blanvillain, G., Martínez-Freiria, F., Lorch, J.M., Hoyt, J.R. & Martínez-Silvestre, A. 2023. Analysis of emerging pathogenic fungi in snakes from the Iberian Peninsula. *Spanish Congress of Herpetology*, XXI: 83–84.
- Blumental, S. & Lepage, L. Management of varicella in neonates and infants. 2019. *BMJ Paediatrics Open*, 3(1): e000433. <doi.org/10.1136/bmjpo-2019-000433>
- Blumer, C., Zimmermann, D.R., Weilenmann, R., Vaughan, L. & Pospischil, A. 2007. Chlamydiae in free-ranging and captive frogs in Switzerland. *Veterinary Pathology*, 44: 144–150.
- BOE. 2003. Ley 8/2003, de 24 de abril, de sanidad animal. *Boletín Oficial del Estado*. «BOE» núm. 99, de 25/04/2003.
- BOE. 2013. Real Decreto 630/2013, de 2 de agosto, por el que se regula el Catálogo español de especies exóticas invasoras. *Boletín Oficial del Estado*. «BOE» núm. 185, de 03/08/2013.
- Borzym, E., Stachnik, M., Reichert, M., Rzezutka, A., Jasik, A., Waltzek, T.B. & Subramaniam, K. 2020. Genome sequence of a *Ranavirus* isolated from a red-eared slider (*Trachemys scripta elegans*) in Poland. *Microbiology Resource Announcements*, 9(47):e00781-20.
- AGRADECIMIENTOS:** A J. Soler y Z. Alonso (CRARC, Masquefa), E. Obón y F. Carbonell (Centre de Recuperació de Torreferrussa, Generalitat de Catalunya, Codigo MBCFS -06-23), S. Giral, L. Garrido (Fundación CRAM), E. Abella (Universitat de Vic) y especialmente a E. Pujol-Buxó, A. García-Salmerón, F. Loras-Ortí, E. Filella, J. Maluquer, O. Baena y J. Roca (SCH- Societat Catalana de Herpetologia); A. Montori y D. Fernández-Guibertau (CREAC-GREN; Calafell), M. Chaouni Elbrehmati y A. Tórtola (*Biocyma SL*), M. Puig Ribas, I. Marco, O. Cabezón y J. Espunyes (Facultad de Veterinaria; UAB-Universidad Autònoma de Barcelona), D. Pons, E. Valbuena, D. Guinard y los guardas de parques de la Diputación de Barcelona, así como a F. Oficialdegui, por todos los consejos y experiencias compartidos. A M.Á. Carretero por su revisión crítica y enriquecedora del manuscrito. Esta publicación es parte del proyecto TED2021-130381B-I00, financiado por MCIN/AEI/10.13039/501100011033 y por la Unión Europea "NextGenerationEU"/PRTR.
- Bosch, J., Sanchez-Tomé, E., Fernández-Loras, A., Oliver, J.A., Fisher, M.C. & Garner, T.W. 2015. Successful elimination of a lethal wildlife infectious disease in nature. *Biology Letters*, 11(11): 20150874.
- Bosch, J., Thumsová, B., Velarde, R. & Martínez-Silvestre, A. 2020. Diferente susceptibilidad de *Rana pyrenaica* a dos enfermedades emergentes de anfibios. *Jornadas de Investigación Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido*, VI: 51–57.
- Broadley, S.J., Furr, J.R., Jenkins, P.A. & Russell, A.D. 1993. Antimycobacterial activity of 'Virkon'. *Journal of Hospital Infection*, 23(3): 189–97.
- Brunner, J.L. & Yarber, C.M. 2018. Evaluating the importance of environmental persistence for *Ranavirus* transmission & epidemiology. *Advances in Virus Research*, 101: 129–148.
- Brunner, J.L., Storfer, A., Gray, M.J. & Hoverman, J.T. 2015. *Ranavirus* ecology and evolution: from epidemiology to extinction. 71–104. In: Gray, M.J. & Chinchar, V.G. (eds.). *Ranaviruses: Lethal Pathogens of Ectothermic Vertebrates*. Springer International Publishing, Berlin, Germany.
- Bsal Europe. 2022. Mitigation Measures. <http://bsaleurope.com/>. [Consulta: 3 julio 2023].
- Campbell, L.J., Burger, J., Zappalorti, R.T., Bunnell, J.F., Winzeler, M.E., Taylor, D.R. & Lorch, J.M. 2021. Soil reservoir dynamics of *Ophidiomyces ophidiicola*, the causative agent of snake fungal disease. *Journal of Fungi*, 7(6): 461.
- Cashins, S.D., Alford, R.A. & Skerratt, L.F. 2008. Lethal effect

- of latex, nitrile and vinyl gloves on tadpoles. *Herpetological Review*, 39(3): 298–301.
- Chapple, D.G., Kneegtmans, J., Kikillus, H. & van Winkel, D. 2016. Biosecurity of ex-otic reptiles and amphibians in New Zealand: building upon Tony Whitaker's legacy. *Journal of the Royal Society of New Zealand*, 40: 66–84.
- EFSA (European Food Safety Authority), Baláz, V., Gortázar Schmidt, C., Murray, K., Carneseccchi, E., García, A., Gervelmeyer, A., Martino, L., Munoz Guajardo, I., Verdonck, F., Zancanaro, G. & Fabris, C. 2017a. *Scientific report: scientific and technical assistance concerning the survival, establishment and spread of Batrachochytrium salamandrivorus (Bsal) in the EU*. EFSA Journal 2017;15(2):4739.
- EFSA AHAW Panel (EFSA Panel on Animal Health and Welfare), More, S., Bötner, A., Butterworth, A., Calistri, P., Depner, K., Edwards, S., Garin-Bastuji, B., Good, M., Gortazar, C., Michel, V., Miranda, M.A., Nielsen, S.S., Raj, M., Sihvonen, L., Spooler, H., Stegeman, J.A., Thulke, H.H., Velarde, A., Willeberg, P., Winckler, C., Baldinelli, F., Broglia, A., Candiani, D., Fabris, C., Georgiadis, M., Zancanaro, G., Beltran-Beck, B., Kohnle, L. & Bicout, D. 2017b. *Scientific Opinion on the assessment of listing and categorisation of animal diseases within the framework of the Animal Health Law (Regulation (EU) No 2016/429: Batrachochytrium salamandrivorus (Bsal)*. EFSA Journal 2017;15(11): 5071.
- Falsey, A.R. & Walsh, E.E. 1993. Transmission of *Chlamydia pneumoniae*. *The Journal of Infectious Diseases*, 168(2): 493–496.
- FAO. 2007. Instrumentos de la FAO sobre la bioseguridad. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. Roma.
- Gargas, A., Trest, M.T., Christensen, M., Volk, T.J. & Blehert, D.S. 2009. *Geomyces destructans* sp. nov., associated with bat white-nose syndrome. *Mycotaxon*, 108(1): 147–154.
- Gray, M.J., Duffus, A., Haman, K.H., Harris, R.N., Allender, M.C., Thompson, T.A., Christman, M.R., Sacerdote-Velaz, A., Sprague, L.A., Williams, J.M. & Miller, D.L. 2017. Pathogen surveillance in herpetofaunal populations: guidance on study design, sample collection, biosecurity, and intervention strategies. *Herpetological Review*, 48: 334–351.
- Greer, A.L., Schick, D.M. & Brunner, J.I. 2009. Guidelines for the safe use of disposable gloves with amphibian larvae in light of pathogens and possible toxic effects. *Herpetological Review*, 40(2):145–147.
- Hellebuyck, T., Pasmans, F., Blooi, M., Haesebrouck, F. & Martel, A. 2011. Prolonged environmental persistence requires efficient disinfection procedures to control *Devriesea agamarum*-associated disease in lizards. *Letters in applied microbiology*, 52(1): 28–32.
- Hernández, A., Martro, E., Matas, L., Martin, M. & Ausina, V. 2000. Assessment of *in-vitro* efficacy of 1% *Virkon*® against bacteria, fungi, viruses and spores by means of AFNOR guidelines. *Journal of Hospital Infection*, 46: 203–209.
- Johnson, M.L. & Speare, R. 2003. Survival of *Batrachochytrium dendrobatidis* in water: quarantine and disease control implications. *Emerging Infectious Diseases*, 9: 922–925.
- Johnson, M.L. & Speare, R. 2005. Possible modes of dissemination of the amphibian chytrid *Batrachochytrium dendrobatidis* in the environment. *Diseases Aquatic Organisms*, 65: 181–186.
- Johnson, M.L., Berger, L., Philips, L. & Speare, R. 2003. Fungicidal effects of chemical disinfectants, UV light, desiccation and heat on the amphibian chytrid *Batrachochytrium dendrobatidis*. *Diseases of Aquatic Organisms*, 57: 255–260.
- Jourdan, B., Hemmi, C., Allender, M.C., Levy, I., Foltin, E. & Keller, K.A. 2022. Effectiveness of common disinfecting agents against isolates of *Nannizziopsis guarroi*. *Journal of Herpetological Medicine and Surgery*. 32(4): 16–22.
- Kim, R. & Faisal, M. 2011. Emergence and resurgence of the viral hemorrhagic septicemia virus (*Novirhabdovirus*, *Rhabdoviridae*, *Mononegavirales*). *Journal of Advanced Research*, 2(1): 9–23.
- Kolby, J.E., Ramirez, S.D., Berger, L., Richards-Hrdlicka, K.L., Jocque, M. & Skerratt, L.F. 2015. Terrestrial dispersal and potential environmental transmission of the amphibian chytrid fungus (*Batrachochytrium dendrobatidis*). *PLOS ONE*, 10: e0125386.
- Lammens, L., Martel, A. & Pasmans, F. 2021. Application of disinfectants for environmental control of a lethal amphibian pathogen. *Journal of Fungi*, 7(6): 406.
- Langdon, J.S. 1989. Experimental transmission and pathogenicity of epizootic hematopoietic necrosis virus (ehnv) in redbfin perch, *Perca fluviatilis* L., and 11 other teleosts. *Journal of Fish Diseases*, 12: 295–310.
- Latney, L.V. & Wellehan, J. 2020. selected emerging infectious diseases of squamata: an update. *Veterinary Clinics of North America: Exotic Animals*, 23: 353–371.
- Lorch, J.M., Lankton, J., Werner, K., Falendysz, E.A., McCurley, K. & Blehert, D.S. 2015. Experimental infection of snakes with *Ophidiomyces ophiodiicola* causes pathological changes that typify snake fungal disease. *mBio*, 6: e01534–15. <doi.org/10.1128/mBio.01534-15>.
- Manire, C.A., Stacy, B.A., Kinsel, M.J., Daniel, H.T., Anderson, E.T. & Welleham, J.FX. 2008. Proliferative dermatitis in a loggerhead turtle, *Caretta caretta*, and a green turtle, *Chelonia mydas*, associated with novel papillomaviruses. *Veterinary microbiology*, 130: 227–237.
- Marschang, R.E. 2019. Virology. 247–269. In: Divers, S.J. & Stahl, S.J. (eds.). *Mader's reptile and amphibian medicine and surgery*. Elsevier - Health Sciences Division. Saint Louis, Missouri. USA.
- Martínez-Silvestre, A., Budó, J., Cufí, A., Soler, J. & Pfau, B. 2021. High prevalence of *Picornavirus* and *Mycoplasma* in free-living Hermann's tortoises *Testudo hermanni* in L'Albera Mountains, Catalonia (NE Spain). *Testudo*, 9: 37–46.
- Martínez-Silvestre, A., Gosá, A., Izagirre, A. & Rebollo Fernández, B. 2022. Proliferación cutánea deformante en lagarto verdinegro de Álava. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 33: 11–14.
- McAuliffe, L., Ellis, R., Miles, K., Ayling, R.D. & Nicholas, A.J. 2006. Biofilm formation by mycoplasma species and its role in environmental persistence and survival. *Microbiology*, 152.4. <doi.org/10.1099/mic.0.28604-0>.
- Méndez, D., Webb, R., Berguer, L. & Speare, R. 2008. Survival of the amphibian chytrid fungus *Batrachochytrium dendrobatidis*

- on bare hands and gloves: hygiene implications for amphibian handling. *Diseases of Aquatic Organisms*, 82: 97–104.
- Muro, J., Canturri, A., Velarde, R., Martínez-Silvestre, A., Pastor, J., Lavin, S. & Marco, I. 2020. Atypical systemic mycobacteriosis in Hermann's tortoises (*Testudo hermanni*). *Journal of Exotic Pet Medicine*, 32: 8–12.
- Nazir, J., Spengler, M. & Marschang, R.E. 2012. Environmental persistence of amphibian and reptilian ranaviruses. *Diseases Aquatic Organisms*, 98: 177–184.
- OMSA. 2010. *Manual de formación sobre las enfermedades y la vigilancia de los animales silvestres*. Organización Mundial de Sanidad Animal. París.
- OMSA. 2022a. *Código Sanitario para los Animales Terrestres y acuáticos*. Organización Mundial de Sanidad Animal. <<https://www.woah.org/es/que-hacemos/normas/codigos-y-manuales/acceso-en-linea-al-codigo-terrestre/?id=169&L=1&htmlfile=glossaire.htm>> [Consulta: 12 junio 2023].
- OMSA. 2022b. *Lista de enfermedades de Declaración Obligatoria*. Organización Mundial de Sanidad Animal. <https://www.woah.org/es/que-hacemos/sanidad-y-bienestar-animal/enfermedades-animales/?_tax_animal=acuaticos&_paged=2> [Consulta: 12 junio 2023].
- Phillott, A. & Parmenter, A. 2001. The distribution of failed eggs and the appearance of fungi in artificial nests of green (*Chelonia mydas*) and loggerhead (*Caretta caretta*) sea turtles. *Australian Journal of Zoology*, 49: 713–718.
- Phillott, A.D., Speare, R., Hines, H.B., Skerratt, L.F., Meyer, E., McDonald, K.R. & Berger, L. 2010. Minimising exposure of amphibians to pathogens during field studies. *Diseases of Aquatic Organisms*, 92(2-3): 175–185.
- Price, S.J., Garner, T.W.J., Nichols, R.A., Balloux, F., Ayres, C., Mora-Cabello de Alba, A. & Bosch, J. 2014. Collapse of amphibian communities due to an introduced ranavirus. *Current Biology*, 24: 2586–2591.
- Ribas, M.P., Cabezon, O., Velarde, R., Estruch, J., Serrano, E., Bosch, J., Thumsová, B. & Martínez-Silvestre, A. 2022. Coinfection of chytrid fungi in urodeles during an outbreak of chytridiomycosis in Spain. *Journal of Wildlife Diseases*, 58(3): 658–663.
- Rivera, S. 2022. Saprolegniasis. 402–403. In: Nevarez, J.G. (ed.). *Blackwell's five-minute veterinary consult: reptile and amphibian*. Wiley Blackwell. Hoboken. USA.
- Stegen, G., Pasmans, F., Schmidt, B.R., Rouffaer, L.O., Van Praet, S. & Schaub, M. 2017. Drivers of salamander extirpation mediated by *Batrachochytrium salamandrivorans*. *Nature*, 544: 353–356.
- Svoboda, J., Mrugala, A., Kozubíková-Balcarová, E. & Petrušek, A. 2017. Hosts and transmission of the crayfish plague pathogen *Aphanomyces astaci*: a review. *Journal of Fish Diseases*, 40(1): 127–140.
- Thomas, V., Van Rooij, P., Meerpoel, C., Stegen, G., Wauters, J., Vanhaecke, L., Martel, A. & Pasmans, F. 2020. Instant killing of pathogenic chytrid fungi by disposable nitrile gloves prevents disease transmission between amphibians. *PLOS ONE*, 15: e0241048.
- Thumsová, B., Bosch, J. & Rosa, G.M. 2023. Amphibian crisis and the impact of emerging pathogens. 54–102. In: Moreno-Rueda, G. & Comas, M. (eds.). *Evolutionary Ecology of Amphibians*. CRC Press. Boca Raton. USA.
- UE. 2016. Reglamento (UE) 2016/429 del Parlamento Europeo y del Consejo, de 9 de marzo de 2016, relativo a las enfermedades transmisibles de los animales y por el que se modifican o derogan algunos actos en materia de sanidad animal («Legislación sobre sanidad animal»). *Diario Oficial de la Unión Europea* (DOUE) L 84/1, de 31/03/2016.
- UE. 2018a. Reglamento de Ejecución (UE) 2018/1882 de la Comisión, de 3 de diciembre de 2018, relativo a la aplicación de determinadas normas de prevención y control de categorías de enfermedades enumeradas en la lista y por el que se establece una lista de especies y grupos de especies que suponen un riesgo considerable para la propagación de dichas enfermedades de la lista. *Diario Oficial de la Unión Europea* (DOUE) L 308/21, de 04/12/2018.
- UE. 2018b. Decisión de Ejecución (UE) 2018/320 de la Comisión, de 28 de febrero de 2018, relativa a determinadas medidas zoonitarias de protección para los intercambios comerciales de salamandras en el interior de la Unión y para la introducción en la Unión de estos animales en relación con el hongo *Batrachochytrium salamandrivorans*. *Diario Oficial de la Unión Europea* (DOUE) L 62/18, de 05/03/2018.
- UE. 2019. Decisión de Ejecución (UE) 2019/1998 de la Comisión, de 28 de noviembre de 2019, por la que se modifica la Decisión de Ejecución (UE) 2018/320 en lo que respecta al período de aplicación de las medidas zoonitarias de protección para salamandras en relación con el hongo *Batrachochytrium salamandrivorans*. *Diario Oficial de la Unión Europea* (DOUE) L 310/35, de 02/12/2019.
- UE. 2020. Reglamento de Ejecución (UE) 2020/2002 de la Comisión, de 7 de diciembre de 2020, por el que se establecen normas de desarrollo del Reglamento (UE) 2016/429 del Parlamento Europeo y del Consejo relativas a la notificación a la Unión y al envío de informes a la Unión sobre enfermedades de la lista, al sistema informático de información, así como a los formatos y los procedimientos de presentación y envío de informes relacionados con los programas de vigilancia y erradicación de la Unión y con la solicitud de reconocimiento del estatus de libre de enfermedad. *Diario Oficial de la Unión Europea* (DOUE) L 412/1, de 08/12/2020.
- UE. 2021. Decisión de Ejecución (UE) 2021/361 de la Comisión, de 22 de febrero de 2021, por la que se establecen medidas de emergencia para los desplazamientos entre Estados miembros y la entrada en la Unión de partidas de salamandras en relación con la infección por *Batrachochytrium salamandrivorans*. *Diario Oficial de la Unión Europea* (DOUE) L 69/12, de 26/02/2021.
- Vemulapally, S., Villamizar, A., Guerra, T., Tociłowski, M.E., Spradley, M., Mays, S. & Hahn, D. 2021. Mycobacteria in skin lesions and the habitat of the endangered houston toad (*Anaxyrus houstonensis*). *Journal of Wildlife Diseases*, 57(3): 503–514.
- Von Essen, M., Leung, W.T.M., Bosch, J., Pooley, S., Ayres, C. & Price, S.J. 2020. High pathogen prevalence in an amphibian and reptile assemblage at a site with risk factors for dispersal in Galicia, Spain. *PLOS ONE*, 15: e0236803.

Larviparismo de *Salamandra salamandra*, una oportunidad para la conservación de la especie

Gonzalo Alarcos

Cl. Castañal, 10. 49321 Robleda. Zamora. España. C.e.: gonalariz@yahoo.es

Fecha de aceptación: 1 de enero de 2023.

Key words: caesarea postmortem, conservation, decline, larvae rescue, mitigation tool, road.

La salamandra común es un urodelo de tamaño medio, con una inequívoca coloración que combina generalmente el amarillo, el rojo y el negro, presentando una amplia variabilidad de coloración (Beukema *et al.*, 2016) y con hábito fundamentalmente terrestre. Se encuentra ampliamente distribuida en la región paleártica occidental, desde el sur de la península ibérica hasta Europa del Este y los Balcanes. En la península ibérica aparece repartida de manera parcialmente uniforme por todo el norte, desde Galicia a Cataluña, ocupando la cornisa cantábrica y los Pirineos. Se extiende de norte a sur por toda la geografía portuguesa, y hacia el interior de la Península aprovechando los sistemas montañosos que la cruzan transversalmente (Sistema Central, Montes de Toledo, Sierra Morena y Sierras Béticas). Existen diferentes poblaciones aisladas en el sur peninsular que se consideran amenazadas, e incluso puede que algunas de ellas ya hayan desaparecido, como las antiguamente localizadas en las inmediaciones de Sierra Nevada y Zafarraya, ambas en Granada. Además, se han detectado poblaciones insulares muy cercanas al litoral gallego (Velo-Antón & Buckley, 2015).

La presente nota está referida a un modo reproductor preponderante en la especie, conocido como larviparismo, por el que las hembras paren larvas directamente. Dicho modo es representativo de la mayoría de las nueve subespecies reconocidas, a excepción de *S. s. bernardezi*, en la que se ha constatado

el pueriparismo (partos de juveniles metamórficos) para el total de sus poblaciones (Joly, 1968; Uotila *et al.*, 2013). Además, existen poblaciones pueríparas de *S. s. fastuosa* en zonas de contacto con *S. s. bernardezi*. También *S. s. gallaica* posee poblaciones pueríparas en las islas de Ons y San Martiño (Velo-Antón *et al.*, 2007; 2021) y en zonas de contacto con *S. s. bernardezi* (Galán, 2007; Velo-Antón *et al.*, 2021). Parece ser que el hábitat juega un papel muy importante en los patrones de hibridación entre zonas de contacto, siendo éstos menores en zonas de contacto ubicadas en áreas topográficamente complejas (Velo-Antón *et al.*, 2021). No obstante, se presupone que la información sobre el pueriparismo en especies con variación intraespecífica repro-

Fotos Gonzalo Alarcos



Figura 1: Aspecto de la salamandra atropellada el 7 de abril de 2022, con larvas y ovocitos saliendo por la región bucal.

ductora está todavía incompleta ya que, en la mayoría de los casos, solo se puede constatar esta variación con la observación directa de los partos (Mulder *et al.*, 2022).

En abril de 2008 fue encontrada al noroeste de Zamora, en Porto (PG7268; 1259 msnm) una hembra grávida atropellada de *S. s. bejaranae*, de reproducción, por tanto, larvípara. Su longitud hocico-cloaca era de 112 mm y su longitud total de 178 mm. En el momento de la observación se contaron 18 larvas muertas en sus alrededores, salidas de su interior al ser aplastada. El ejemplar fue recogido y dispuesto en una bolsa, pues la intención era la de obtener datos de alimentación mediante la recolección de restos estomacales. No se aplicó ningún cuidado adicional, siendo depositado al aire libre y protegido de posibles depredadores. Pasadas 16 horas de su recogida se realizó una incisión ventral (cesárea *postmortem*) de la que se obtuvo dos larvas vivas y 21 enroscadas sobre sí mismas en el vitelo. Todas ellas se introdujeron inmediatamente en un recipiente con agua de lluvia. Al día siguiente las larvas presentaban buenas condiciones, salvo tres que aparecieron muertas. Incluso aquellas que estaban enrolladas se habían desplegado, adquiriendo el porte normal de una larva. Fueron medidas, obteniéndose una media de 28,2 mm (rango de 25-30 mm), coincidente con los valores habituales de parto en las subespecies larvíparas, que oscilan entre 20-35 mm (Velo-Antón *et al.*, 2015). Al día siguiente fueron puestas en libertad, desconociéndose si a largo plazo resultaron viables.

El 7 de abril de 2022, 14 años después de la primera observación, durante los seguimientos de anfibios en carretera dentro del proyecto SARE (Seguimiento de Anfibios y Reptiles de España) en la zona de Robleda (Zamora) (PG9861; 1012 msnm), fueron

recogidas dos hembras atropelladas. La recolección se efectuó con guantes quirúrgicos, almacenándose cada ejemplar en envases de un solo uso para prevenir el desarrollo de patógenos y el posible contagio entre ejemplares. Una de las salamandras, de 150 mm de longitud total, al practicársele la disección ventral, con bisturí y tijeras previamente desinfectadas, poseía en su interior una gran cantidad de diminutos ovocitos, menores de 1 mm, pero ninguna larva. Sin embargo, el mayor de los ejemplares, de 160 mm (Figura 1) contenía 36 larvas (Figuras 2 y 3), además de tres enroscadas dentro de su vitelo, junto con unos 32 ovocitos de 3-4 mm. Dichos datos fueron coincidentes con los valores habituales de parto en hembras larvíparas, que suelen oscilar entre 2 y 86 larvas, siendo lo habitual entre 30 y 40 (Velo-Antón *et al.*, 2015). De todas ellas tan solo permanecían vivas siete, sin contar las tres que se encontraban en su vitelo. Fueron puestas en agua, sobreviviendo nueve de ellas en las siguientes 24 horas. De las enrolladas sobre sí mismas en sus sacos vitelinos solo una pereció, y las dos restantes obtuvieron su porte normal sin intervención externa, como así lo hicieron las de la primera observación relatada.

Durante los siguientes días las larvas se mantuvieron agrupadas de tres en tres, separadas en envases y siendo alimentadas con pequeños invertebrados colectados en la zona donde se re-



Figura 2: Salamandra diseccionada desde la cloaca a la región gular, para rescatar las larvas supervivientes. Se enumeran las que están a simple vista.



Figura 3: Algunas de las larvas recolectadas del ejemplar atropellado el 7 de abril de 2022.

cogió la madre. Hasta la fecha de suelta, 15 días después, ninguna larva murió, si bien manifestaron diferente grado de apetito. No obstante, fueron devueltas al medio más cercano del lugar de recolección, presentando buena movilidad y condición física, así como buen apetito.

Con estas observaciones se quiere dar a conocer la posibilidad de aprovechar este tipo de reproducción singular de la salamandra en programas para su protección, con el objetivo de mitigar factores que afectan a sus poblaciones, tales como la degradación y pérdida de su hábitat e introducción de especies invasoras (Pleguezuelos, 2002), atropellos (Velo-Antón & Buckley, 2015; Piñeiro *et al.*, 2019) o la aparición de enfermedades emergentes como hongos (Bosch & Martínez-Solano, 2006; Martel *et al.*, 2013; Sabino-Pinto *et al.*, 2015) y virus (Price *et al.*, 2014). Recolectar las larvas de las hembras grávidas atropelladas podría ser una herramienta muy interesante para aplicar en la implementación y/o desarrollo de programas de protección de la especie, así como ya ha sido propuesto el aprovechamiento de puestas huérfanas en el género *Alytes* (Salcedo-González, 2021) con los

mismos objetivos. Estas acciones tendrían que conllevar protocolos y controles estrictos, para impedir la expansión y desarrollo de patógenos y enfermedades emergentes que puedan afectarles. Por otra parte, observaciones de este tipo pueden sugerir la realización de estudios más detallados para determinar factores a tener en cuenta en la liberación de las larvas, como el tamaño de las mismas y las condiciones en que debe realizarse, así como la época más apropiada para realizar la búsqueda de hembras atropelladas, que será variable dependiendo de cada región. También se debe prestar especial atención a la hora de reintroducir los nuevos ejemplares, evitando la mezcla de subespecies, siendo muy importante no producir la contaminación genética de poblaciones, respetando la modalidad reproductora de pueriparismo en aquellas donde ésta sea la única presente.

El aprovechamiento de larvas obtenidas según la metodología expuesta puede ser una medida a tener en cuenta (Manenti *et al.*, 2010), sobre todo en aquellas subespecies con un rango de distribución limitado, como *S. s. almanzorae* y *S. s. longirostris*, o en poblaciones que se están viendo diezmadas y aisladas (véase Buckley & Alcobendas, 2002 y Velo-Antón & Buckley, 2015). Por tanto, estas medidas adicionales de gestión y manejo podrían ser importantes para asegurar su viabilidad en el futuro (Guerrero, 1993). El esfuerzo habría que aplicarlo y ajustarlo a las fechas de parto de cada subespecie, muy variables en la península ibérica (Velo-Antón & Buckley, 2015), para que las larvas se encuentren más desarrolladas y su probabilidad de supervivencia sea mayor. En el presente caso, al noroeste de Zamora, el mes de abril es una época fiable para obtener resultados positivos.

En España la salamandra común se cataloga como Vulnerable VU para las subespecies *bejarae*, *almanzorae* y *longirostris*, mientras que

gallaica, *terrestris*, *bernardezi*, *fastuosa*, *crespoi* y *morenica* aparecen como Casi amenazadas (Buckley & Alcobendas, 2002). En las últimas décadas se ha detectado el declive de poblaciones, e incluso la extinción de algunas (Velo-Antón & Buckley, 2015).

Ciertamente, se desconoce la respuesta al método propuesto que podrán presentar los juveniles en las poblaciones pueríparas. La recogida de hembras muertas en las épocas adecuadas, cuando los juveniles están casi a punto de ser paridos, no debiera presentar problemas de cara

a aplicar este protocolo de recolección (cesárea *postmortem* y rescate de crías). Los juveniles vivos, una vez liberados del tejido de la madre, podrían sobrevivir sin problema. No obstante, sería interesante corroborar este aspecto para determinar las condiciones en que sería viable. También sería importante determinar en las poblaciones pueríparas si las crías recolectadas, aun cuando todavía se encontraran en estado larvario y no juvenil, podrían ser igualmente viables, como ocurre con las poblaciones larvíparas, tal y como se ha demostrado en esta nota.

REFERENCIAS

- Beukema, W., Niecieza, A.G., Lourenço, A. & Velo-Antón, G. 2016. Colour polymorphism in *Salamandra salamandra* (Amphibia: Urodela), revealed by a lack of genetic and environmental differentiation between distinct phenotypes. *Journal of Zoological Systematics and Evolutionary Research*, 54(2): 127–136. <doi.org/10.1111/jzs.12119>
- Bosch, J. & Martínez-Solano, I. 2006. Chytrid fungus infection related to unusual mortalities of *Salamandra salamandra* and *Bufo bufo* in the Peñalara Natural Park, Spain. *Oryx*, 40(1): 84–89.
- Buckley, D. & Alcobendas, M. 2002. *Salamandra salamandra*. 55–57. In: Pleguezuelos, J.M., Márquez, R. & Lizana, M. (eds.). *Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Asociación Herpetológica Española (2ª impresión). Madrid.
- Galán, P. 2007. Viviparismo y distribución de *Salamandra salamandra bernardezi* en el norte de Galicia. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 18: 44–48.
- Guerrero, F. 1993. *Ecología de Salamandra salamandra almanzor in la Sierra de Gredos*. Tesis doctoral. Universidad de Salamanca. Salamanca.
- Joly, J. 1968. Données écologiques sur la salamandre tachetée *Salamandra salamandra*. *Annales des Sciences Naturelles, Zoologie*, 12: 301–366.
- Manenti, R., Ficetola, G.F. & De Bernardi, F. 2010. Road traffic impact on *Salamandra salamandra*: rescue of larvae after the death of the mother. *Herpetology Notes*, 3: 195–196.
- Martel, A., Spitzen-van der Sluijs, A., Blooi, M., Bert, W., Ducatelle, R., Fisher, M.C., Woeltjes, A., Bosman, W., Chiers, K., Bossuyt, F. & Pasmans, F. 2013. *Batrachochytrium salamandrivorans* sp. nov. causes chytridiomycosis in amphibians. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 110(38): 15325–15329.
- Mulder, K.P., Alarcón-Ríos, L., Niecieza, A.G., Fleischer, R.C., Bell, R.C. & Velo-Antón, G. 2022. Independent evolutionary transitions to viviparity across multiple timescales in the viviparous genus *Salamandra*. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 107347. <doi.org/10.1016/j.ympev.2021.107347>
- Piñeiro, X., Romy, C.D., Guerreiro, G., Salvadores, T., González, E., Gaitán, O., Peña-Rey, I., Pita-Romero, J. & Pita, P. Importante evento de atropellos de *Salamandra salamandra* nos camiños da illa de Ons (Galicia) en outubro de 2019. *Chioglossa*, 4: 37–42.
- Pleguezuelos, J.M. 2002. Las especies introducidas de Anfibios y Reptiles. 501–532. In: Pleguezuelos, J.M., Márquez, R. & Lizana, M. (eds.). *Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza. Madrid.
- Price, S.J., Garner, T.W.J., Nichols, R.A., Balloux, F., Ayres, C., Mora-Cabello de Alba, M. & Bosch, J. 2014. Catastrophic declines of host communities due to an introduced and indiscriminate ranavirus. *Current Biology*, 24: 2586–2591.
- Sabino-Pinto, J., Bletz, M., Hendrix, R., Perl, R.B., Martel, A., Pasmans, F., Lötters, S., Mutschmann, F., Schmeller, D.S., Schmidt, B.R., Veith, M., Wabner, N., Vences, M., Steinfartz, S. 2015. First detection of the emerging fungal pathogen *Batrachochytrium salamandrivorans* in Germany. *Amphibia-Reptilia*, 36: 411–416.
- Salcedo-González, I. 2021. Incubación artificial de una puesta de *Alytes obstetricans*. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 32(2): 179–184.
- Uotila, E., Crespo-Díaz, A., Sanz-Azkue, I. & Rubio Pilarte, X. 2013. Variation in the reproductive strategies of *Salamandra salamandra* (Linnaeus, 1758) populations in the province of Gipuzkoa (Basque Country). *Munibe, Ciencias Naturales*, 61: 91–101.
- Velo-Antón, G. & Buckley, D. 2015. *Salamandra común – Salamandra salamandra*. In: Salvador, A., Martínez-Solano, I. (eds.). *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. <http://www.vertebradosibericos.org/>
- Velo-Antón, G., García-París, M., Galán, P. & Cordero Rivera, A. 2007. The evolution of viviparity in Holocene islands: ecological adaptation versus phylogenetic descent along the transition from aquatic to terrestrial environments. *Journal of Zoological Systematics and Evolutionary Research*, 45: 345–352.

Velo-Antón, G., Lourenço, A., Galán, P., Nicieza, A. & Tarroso, P. 2021. Landscape resistance constrains hybridization across contact zones in a reproductively and morphologically polymorphic salamander. *Scientific Reports*, 11: 9259. <doi.org/10.1038/s41598-021-88349-7>.

Velo-Antón, G., Santos, X., Sanmartín-Villar, I., Cordero-Rivera, A. & Buckley, D. 2015. Intraspecific variation in clutch size and maternal investment in pueriparous and larviparous *Salamandra salamandra* females. *Evolutionary Ecology*, 29: 185–204.

Un caso de melanismo parcial en *Timon lepidus*

Carlos Robles & José Guerrero-Casado*

Dpto. de Zoología. Universidad de Córdoba. Edificio Charles Darwin. Campus de Rabanales. 14071 Córdoba. España. *C.e.: jose.guerrero@uco.es

Fecha de aceptación: 11 de enero de 2023.

Key words: body colour, melanism, ocellated lizard.

El melanismo ha sido definido como un fenómeno ontogénico por el cual un organismo produce una mayor cantidad de melanina, dando como resultado el oscurecimiento mayor del tegumento con respecto a una condición pigmentaria normal. Para algunas poblaciones de reptiles esta anomalía en la pigmentación podría presentar ventajas adaptativas, al favorecer el camuflaje en zonas oscuras y la termorregulación en zonas más frías (San-José *et al.*, 2008; Reguera *et al.*, 2014). En la península ibérica se han reportado casos aislados de melanismo para varias especies de reptiles (e.g. San-José *et al.*, 2008; Ayllón & Ruedi, 2020; Benito *et al.*, 2022), pero no en individuos silvestres de *Timon lepidus*, sino únicamente en ejemplares criados en cautividad. Esta especie sufre una progresiva transformación de la pigmentación de sus escamas, desde el patrón típico de los juveniles hacia la forma adulta (Zakany *et al.*, 2022), existiendo una cierta variación en el color y en el diseño de los individuos adultos (Mateo, 2011). El objetivo de esta nota es reportar un caso de melanismo total (o parcial) para esta especie.

Mediante una cámara de foto-trampeo marca Bushnell modelo *Trophy Cam HD*, el día 16 de junio de 2021, a las 12:25 horas, se registró un

posible macho adulto de *Timon lepidus* con una tonalidad muy oscura (Figura 1). La observación fue realizada en el término municipal de Puente Genil, en el suroeste de la provincia de Córdoba (coordenadas ETRS89: 37,390912; -4,727231; cuadrícula UTM 10 x 10 km: 30SUG43; 316 msnm). El hábitat de la zona está fuertemente alterado, siendo el olivar (*Olea europaea*) el cultivo que cubre la mayoría de superficie, quedando la vegetación natural relegada a pequeños parches en zonas donde la producción agrícola no es posible. La observación fue realizada en uno de estos parches de vegetación natural. No se obtuvieron más registros del ejemplar referido ni de ningún otro lagarto ocelado.

El ejemplar mostraba una pigmentación muy oscura en todo el cuerpo, con una coloración más clara en la cabeza, no observándose claramente el típico contraste de escamas negras y verdes del dorso ni los ocelos azules de los costados (Figura 1). Se encontraba posado sobre una roca caliza muy clara, lo que hacía aún más patente su contrastada coloración oscura. Algunos autores (e.g. Fulgione *et al.*, 2015) sugieren que el melanismo es un fenómeno cuantitativo más que cualitativo; por lo tanto, se podría afirmar que el ejemplar descrito en esta nota, aunque no es totalmente oscuro,



Figura 1: Ejemplar de lagarto ocelado parcialmente melánico, capturado con la cámara-trampa. En la parte superior derecha se muestra el ejemplar ampliado, con el contraste disminuido de la fotografía para confirmar el patrón oscuro. Nótese la diferencia de color con las hojas verdes del matorral.

corresponde a un individuo que presenta una pigmentación negra superior a la del patrón habitual para esta especie.

AGRADECIMIENTOS: A A. Mendoza y a la Unión Pontanense de Caza, especialmente a P. Navas y Antonio, por su apoyo para colocar las cámaras-trampa.

REFERENCIAS

- Ayllón, E. & Ruedi, M. 2020. Primer caso de melanismo parcial de lagartija verdosa (*Podarcis virescens*). *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 31(2): 25–27.
- Benito, M., Pérez, A., Gómez, S. & Albero, L. 2022. New cases of melanism in *Chalcides striatus*, *Coronella austriaca*, and *Vipera seoanei* from Burgos, northern Spain. *Herpetology Notes*, 15: 687–689.
- Fulgione, D., Lega, C., Trapanese, M. & Buglione, M. 2015. Genetic factors implied in melanin-based coloration of the Italian wall lizard. *Journal of Zoology*, 296: 278–285.
- Mateo, J.A. 2011. Lagarto ocelado – *Timon lepidus*. In: Salvador, A., Marco, A. (eds.). *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. <<http://www.vertebradosibericos.org/>>
- Reguera, S., Zamora-Camacho, F.J. & Moreno-Rueda, G. 2014. The lizard *Psammmodromus algirus* (Squamata: Lacertidae) is darker at high altitudes. *Biological Journal of the Linnean Society*, 112(1): 132–141.
- San-José, L.M., González-Jimena, V. & Fitze, P.S. 2008. Frequency and phenotypic differences of melanistic and normally colored common lizards, *Lacerta (Zootoca) vivipara* of the southern Pyrenees (Spain). *Herpetological Review*, 39(4): 422–425.
- Zakany, S., Smirnov, S. & Milinkovitch, M.C. 2022. Lizard skin patterns and the ising model. *Physical Review Letters*, 128(4): 048102.

To take the risk: feeding on scorpions by lizards (Sauria: Lacertidae, Scincidae) – first documented cases from Bulgaria

Emiliya Vacheva

Institute of Biodiversity and Ecosystem Research. Bulgarian Academy of Sciences. 1 Tsar Osvoboditel Blvd. 1000 Sofia. Bulgaria.
C.e.: emilia.vacheva@gmail.com

Fecha de aceptación: 24 de enero de 2023.

Key words: *Ablepharus kitaibelii*, *Darevskia praticola*, diet, *Euscorpius*, *Podarcis muralis*, predation, Squamata.

RESUMEN: Los escorpiones constituyen una de las presas más difícilmente consumibles por lagartos de pequeño tamaño, pudiendo calificarse como presas peligrosas por su comportamiento defensivo cuando son atacados. Aquí se presenta casos de alimentación de escorpiones por dos especies de lacértidos y una de escíncido de Bulgaria, basados en el análisis de muestras fecales. La alimentación de escorpiones rara vez se observa en lagartos europeos, especialmente en poblaciones continentales, y en opinión de la autora estos son los primeros casos documentados en Bulgaria. A partir de estos resultados se sugiere que el uso de presas potencialmente peligrosas podría deberse a una posible competencia inter e intraespecífica, lo que podría ser más evidente en verano cuando los recursos tróficos son escasos.

European lizards feed mainly on small arthropods, and among them insects and spiders are more preferred (Capula & Luiselli, 1994; Carretero, 2004; Vacheva & Naumov, 2020, 2022). Consumption of highly dangerous animals, such as stinging insects, scorpions and centipedes are rarely observed in small lizards, and in some cases, lizards can become victim of scorpions (Castilla, 1995; Castilla & Herrel, 2009a) or centipedes (Zimić & Jelić, 2014; De Luna *et al.*, 2016). Although this type of behavior has been documented in some lacertids: for example, Pianka *et al.* (1979) noted the presence of scorpions in over 50% of cases in *Nucras tessellata* (Smith, 1838) (Huey & Pianka, 1981), but the research of Van der Meer *et al.* (2010) and Edwards *et al.* (2013) do not demonstrate the importance of scorpions as a main food component in other populations of the same species. The presence of scorpions in the diet of lizards has been documented in only few studies from Europe and the Mediterranean (Castilla *et al.*, 2008; Castilla & Herrel, 2009b; Žagar

et al., 2011), and Castilla *et al.* (2008) showed experimentally that lizards from island populations are more prone to eat scorpions than those from continental populations. In conditions with limited natural resources, such as small islands (the case with *Podarcis* spp.) or desert areas (the case with *Nucras tessellata*), lizards are more likely to resort to the use of unprofitable food sources, including potentially dangerous ones. In addition, there is pronounced gender dependence: in all reported cases adult males are more likely to use such food sources, which could be the result of male's larger head size and greater bite force, compared to females (Verwajen *et al.*, 2002). To my knowledge, this is the first information about the presence of scorpions in the diet of small lizards from Bulgaria.

The study area is situated in Sredna Gora Mts., near Gabrovitsa Village (N 42.2602°, E 23.9208°, 430-570 masl) in Western Bulgaria. The climate is temperate-continental with an average annual air temperature of

-4.2° C in January and 16.1° C in July. The main precipitation maximum occurs at the end of spring - May and the beginning of June, and the minimums are in February, March and between August and September. More detailed descriptions of the studied sites are given by Vacheva *et al.* (2020). During dietary research conducted in 2017 and 2018, I visited the study area for 8 days in 2017 and 17 days in 2018 to collect faecal pellets from four syntopic lizard species:



Figure 1: The three lizard species: a) *Podarcis muralis*, b) *Darevskia praticola* and c) *Ablepharus kitaibelii*.

Figura 1: Las tres especies de lagartos: a) *Podarcis muralis*, b) *Darevskia praticola* y c) *Ablepharus kitaibelii*.

cies: the Eastern Green lizard *Lacerta viridis* (Laurenti, 1768), the Common Wall lizard *Podarcis muralis* (Laurenti, 1768), the Meadow lizard *Darevskia praticola* (Eversmann, 1834) and the Snake-eyed skink *Ablepharus kitaibelii* (Bibron & Bory de Saint-Vincent, 1833) (Figure 1).

A total of 49 samples from *L. viridis*, 137 from *P. muralis*, 149 from *D. praticola* and 66 from *A. kitaibelii* were collected. Scorpion remnants were found in faecal pellets from three of the studied species: *P. muralis*: in 4 adult males (Snout-vent length or SVL between 56 and 63mm), one subadult male (SVL 43 mm), 3 adult females (SVL 53-56 mm) and one juvenile female (SVL 33 mm); *D. praticola*: only in one male (SVL 45 mm); *A. kitaibelii*: one male (SVL 40 mm) and one female (SVL 48 mm).

For *D. praticola* scorpions represent only 0.19% of the total prey composition in the diet (Vacheva & Naumov, 2022), while in *A. kitaibelii* and *P. muralis* were 1.03% and 1.80%, respectively. The remnants belong to one scorpion species, *Euscorpis solegladii* Fet, Graham, Webber & Blagoev, 2014 (Euscorpiidae) (Figure 2). *Euscorpis solegladii* is medium sized scorpion species (34-35 mm), known from south-western Bulgaria and north-eastern Greece (Fet *et al.*, 2014).

While scorpions were present with low numbers in *D. praticola* and *A. kitaibelii*, it seems to be more common prey for *P. muralis* and was observed almost equally between sexes, as well as in juvenile and subadult individuals. It seems that *P. muralis* is more capable of dealing with such dangerous prey, probably because of its wide trophic niche (Mou, 1987; Capula *et al.*, 1993; Scali *et al.*, 2015; author's unpublished data) and better ability to handle prey, related to head morphology



Figure 2: *Euscorpis solegladii* found under stone at the study site.

Figura 2: *Euscorpis solegladii* encontrado bajo una piedra en el lugar de estudio.

and bite force (Herrel *et al.*, 2001; Verwaijen *et al.*, 2002). Scorpions were absolutely absent from the samples of *L. viridis*, and this could be because of its relatively larger body and head size in adults, which could not be attracted from that size of prey, or because of the smaller sample size in comparison to other species. The case with the *A. kitaibelii* presents an interesting observation, in relation to its smaller head and body size – the Snake-eyed skink is small-sized scincid which can reach up to 80 mm SVL. Diet of the Snake-eyed skink consist of various insects and arachnids, including spiders and pseudoscorpions (Herczeg *et al.*, 2007; pers. data), but this is the first documentation for relatively dangerous prey such as scorpions.

Remains of *E. solegladi* were registered in faecal samples from *P. muralis* in both years, and in all months from April to August, but more often in August, while in *A. kitaibelii* and *D. praticola* were registered only for 2018: in June and August for the Snake-eyed skink and in August for the Meadow lizard. Poor trophic availability is observed more often in summer (Adamopoulou *et al.*, 1999; Mamou *et al.*, 2019), which could explain

why lizards resort to dangerous prey more frequently then.

The presence of scorpions is interested not only because of the higher risk of dealing with, but also with finding them: although lizards are diurnal and scorpions nocturnal, the probability of lizards to encounter scorpions could be under rocks or in burrows used as diurnal refuges. Most of the European lizards are active foragers (Arnold, 1987; Werner *et al.*, 1990; Verwaijen & Van Damme, 2008) and their diet is dominated by low-mobile invertebrates or those with cryptic coloration (Huey & Pianka, 1981; Vanhooydonck *et al.*, 2007). In most of the active foragers, different types of prey are recognized by the olfaction and vomerolfaction (Baeckens *et al.*, 2017) which gives them opportunity to find hidden prey. In the recognition of scorpions, vision is probably also involved to recognize the morphological traits of the dangerous prey, similar to the ecologically related teiid lizards which recognize scorpions and fallow different strategy for handling it (O'Connell & Formanowicz, 1998). Further research is needed to elucidate the ways in which dangerous prey is recognized by lacertid lizards.

The cases reported here show the ability of small lizards to modulate their foraging behaviour, utilizing different food sources in favour to reduce possible inter- and intraspecific competition, and especially in summer when prey is less abundant.

ACKNOWLEDGEMENTS: The author thanks E. Zafiraki, I. Lazarkevich, S. Popova, and N. Stanchev for their help during the fieldwork, to M. Naumova for the identification of the scorpion and to the anonymous reviewer for the valuable suggestions. Handling of animals was in accordance with the Ministry of Environment and Water permit N° 656/08.12.2015.

REFERENCES

- Adamopoulou, C., Valakos, E.D. & Pafilis, P. 1999. Summer diet of *Podarcis milensis*, *P. gaigeae* and *P. erhardii* (Sauria: Lacertidae). *Bonner zoologische Beiträge*, 48 (3/4): 275–282.
- Arnold, E.N. 1987. Resource partition among lacertid lizards in southern Europe. *Journal of Zoology*, 1: 739–782.
- Baeckens, S., Van Damme, R. & Cooper, W.E.Jr. 2017. How phylogeny and foraging ecology drive the level of chemosensory exploration in lizards and snakes. *Journal of Evolutionary Biology*, 30 (3): 627–640.
- Capula, M. & Luiselli, L. 1994. Resource partitioning in a Mediterranean lizard community. *Bollettino di zoologia*, 61(2): 173–177.
- Capula, M., Luiselli, L. & Rugiero, L. 1993. Comparative ecology in sympatric *Podarcis muralis* and *P. sicula* (Reptilia: Lacertidae) from the historical centre of Rome: What about competition and niche segregation in an urban habitat? *Bollettino di zoologia*, 60: 287–291.
- Carretero, M.A. 2004. From set menu to a la carte. Linking issues in trophic ecology of Mediterranean lacertids. *Italian Journal of Zoology*, 2: 121–133.
- Castilla, A.M. & Herrel, A. 2009a. Predation by scorpions (*Buthus occitanus*) on *Podarcis atrata* from the Columbretes Islands. *Munibe, Ciencias Naturales*, 57: 299–302.
- Castilla, A.M. & Herrel, A. 2009b. The scorpion *Buthus occitanus* as a profitable prey for the endemic lizard *Podarcis atrata* in the volcanic Columbretes islands (Mediterranean, Spain). *Journal of Arid Environments*, 73(3): 378–380.
- Castilla, A.M. 1995. Interactions between lizards *Podarcis hispanica atrata* and scorpions (*Buthus occitanus*). *Boletín de la Sociedad de Historia Natural de las Baleares*, 38: 47–50.
- Castilla, A.M., Herrel, A. & Gosá, A. 2008. Mainland versus island differences in behaviour of *Podarcis lizards* confronted with dangerous prey (*Buthus occitanus*). *Journal of Natural History*, 42(35-36): 2331–2342.
- De Luna, M., Solís-Rojas, C. & Lazcano, D. 2016. *Sceloporus olivaceus* (Texas spiny lizard). Predation. *Herpetological Review*, 47(3): 469.
- Edwards, S., Tolley, K.A., Vanhooydonck, B., Measey, G.J. & Herrel, A. 2013. Is dietary niche breadth linked to morphology and performance in Sandveld lizards *Nucras* (Sauria: Lacertidae)? *Biological Journal of the Linnean Society*, 110(3): 674–688.
- Fet, V., Graham, M.R., Webber, M.M. & Blagoev, G. 2014. Two new species of *Euscorpis* (Scorpiones: Euscorpiidae) from Bulgaria, Serbia, and Greece. *Zootaxa*, 3894(1): 083–105.
- Herczeg, G., Kovács, T., Korsós, Z. & Torok, J. 2007. Microhabitat use, seasonal activity and diet of the snake-eyed skink (*Ablepharus kitaibelii fitzingeri*) in comparison with sympatric lacertids in Hungary. *Biologia*, 62(4): 482–487.
- Herrel, A., Van Damme, R., Vanhooydonck, B. & De Vree, F. 2001. The implications of bite performance for diet in two species of lacertid lizards. *Canadian Journal of Zoology*, 79(4): 662–670.
- Huey, R.B. & Pianka, E.R. 1981. Ecological consequences of foraging mode. *Ecology*, 62(4): 991–999.
- Mamou, R., Marniche, F., Amroun, M., Exbrayat, J.-M. & Herrel, A. 2019. Seasonal variation in diet and prey availability in the wall lizard *Podarcis vaucheri* (Boulenger, 1905) from the Djurdjura Mountains, northern Algeria. *African Journal of Herpetology*, 68(1): 18–32.
- Mou, Y.P. 1987. Ecologie trophique d'une population des lézards *Podarcis muralis* dans l'ouest de la France. *Revue d'Écologie (La Terre et La Vie)*, 42: 81–100.
- O'Connell, D.J. & Formanowicz, D.R.Jr. 1998. Differential handling of dangerous and non-dangerous prey by naive and experienced Texas spotted whiptail lizards, *Cnemidophorus gularis*. *Journal of Herpetology*, 32: 75–79.
- Pianka, E.R., Huey, R.B. & Lawlor, L.R. 1979. Niche segregation in desert lizards. 67–115. In: Horn, D.J., Stairs, G.R. & Mitchell, R.D. *Analysis of ecological systems*. Ohio State University Press. Collumbus, Ohio. USA.
- Scali, S., Sacchi, R., Mangiacotti, M., Pupin, F., Gentilli, A., Zucchi, C., Sannolo, M., Pavesi, M. & Zuffi, M.A.L. 2015. Does a polymorphic species have a 'polymorphic' diet? A case study from a lacertid lizard. *Biological Journal of the Linnean Society*, 117(3): 492–502.
- Vacheva, E. & Naumov, B. 2020. Diet of the Viviparous lizard *Zootoca vivipara* (Lichtenstein, 1823) (Reptilia: Lacertidae) from its southern range of distribution. *North Western Journal of Zoology*, 16(2):178–190.
- Vacheva, E. & Naumov, B. 2022. A contribution to the knowledge on the diet and food preferences of *Darevskia praticola* (Reptilia: Lacertidae). *Acta Herpetologica*, 17(1): 27–36.
- Vacheva, E.D., Naumov, B.Y. & Tzankov, N.D. 2020. Diversity and habitat preferences in lizard assemblages (Reptilia: Sauria) from model territories in Western Bulgaria. *Acta Zoologica Bulgarica*, 72: 385–396.
- Van der Meer, M.H., Whiting, M.J. & Branch, W.R. 2010. Ecology of southern african sandveld lizards (Lacertidae, *Nucras*). *Copeia*, 4: 568–577.
- Vanhooydonck, B., Herrel, A. & Van Damme, R. 2007. Interactions between habitat use, behaviour and the trophic niche of lacertid lizards. 427–449. In: Reilly, S.M., McBrayer, L.D. & Miles, D.B. (eds.). *Lizards ecology: The evolutionary consequences of foraging mode*. Cambridge University Press. Cambridge. UK.
- Verwajen, D. & Van Damme, R. 2008. Foraging mode and its flexibility in lacertid lizards from Europe. *Journal of Herpetology*, 42(1): 124–133.
- Verwajen, D., Van Damme, R. & Herrel, A. 2002. Relationships between head size, bite force, prey handling efficiency and diet in two sympatric lacertid lizards. *Functional Ecology*, 16: 842–850.
- Werner, Y.L., Lamp, I., Rothenstein, D., Perry, G., Sivan, N., Lerner, A. & Shani, E. 1990. Foraging mode in lacertid lizards: variation and correlates. *Amphibia-Reptilia*, 11(4): 373–384.
- Žagar, A., Trilar, T. & Carretero, M.A. 2011. Horvath's rock lizard, *Iberolacerta horvathi* (Mehely, 1904), feeding on a scorpion in Slovenia. *Herpetology Notes*, 4: 307–309.
- Zimić, A. & Jelić, D. 2014. Interspecific illusions: Underestimation of the power of the Mediterranean banded centipede. *Hyla*, 2014(1): 27–29.

Adelanto del periodo reproductivo de la ranita meridional (*Hyla meridionalis*) en Sierra Morena Central

Ricardo Reques

Área de Ecología. Facultad de Ciencias. Universidad de Córdoba. Campus de Rabanales. Edificio Celestino Mutis, 1ª p. 14071 Córdoba. España.
C.e.: ba2reror@uco.es

Fecha de aceptación: 20 de febrero de 2023.

Key words: amphibians, breeding season, phenology, temporary ponds.

Los cambios en la fenología de las especies de plantas y animales se abordan como un impacto global del cambio climático. Los estudios revelan que, en el hemisferio norte, este efecto es mucho más patente para los anfibios que en otros grupos estudiados como árboles, aves o mariposas, adelantando la fecha de su reproducción (Parmesan, 2007). En zonas templadas, la reproducción de los anuros generalmente está relacionada con la disponibilidad de agua y el rango de temperaturas ambientales (Beebee, 1995; Blaustein *et al.*, 2001). Los cambios en el régimen de precipitaciones y en la temperatura son, por tanto, las dos variables que condicionan la posibilidad de que las especies se reproduzcan.

El 11 de enero de 2023 se observaron huevos de ranita meridional (*Hyla meridionalis* Boettger, 1874) en una charca de la sierra de Córdoba (Sierra Morena Central) próxima a la urbanización las Jaras, a unos 470 msnm (cuadrícula cartográfica 30SUH30). Los huevos estaban aislados y dispersos entre la vegetación, sin formar pequeños grupos, lo que hacía suponer que podrían llevar varios días depositados en el agua. Para asegurar la especie de la que procedían se tomaron varios huevos de muestra y se llevaron al laboratorio hasta que las larvas comenzaron a nadar (autorización de la Junta de Andalucía con registro de salida: 2021132300010309). Al llegar a los estadios larvarios 25 de Gosner (Gosner, 1960) se pudo comprobar que se trataba de *H. meridionalis* (Figura 1); una especie que se repro-

duce anualmente en esa charca, aunque, durante los años en los que se ha hecho seguimiento, nunca había comenzado antes de la primera semana del mes de febrero. Tras identificar la especie, los ejemplares fueron llevados de nuevo a la charca de la que procedían.

Las intensas precipitaciones del mes de diciembre de 2022 llenaron la charca y las temperaturas se mantuvieron suaves, tanto las máximas como las mínimas, durante la última quincena de diciembre y la primera de enero (AEMET, 2022; Figura 2). La lluvia de algunos días de la primera semana de enero debió desencadenar la actividad reproductiva. Las medias de temperaturas más bajas a las que canta esta especie se han descrito entre los $16,9 \pm 3,2^\circ \text{C}$, con un rango de temperaturas entre 11 y $24,2^\circ \text{C}$ (Llusía *et al.*, 2013). Por tanto, los días en los que, seguramente, se realizó la puesta fueron el 6 de enero ($3,7$ - $17,0^\circ \text{C}$), 7 de enero ($5,9$ - $15,0^\circ \text{C}$) y el 8 de enero ($11,0$ - $15,6^\circ \text{C}$), siendo este último el más probable al alcanzarse temperaturas mínimas más elevadas.

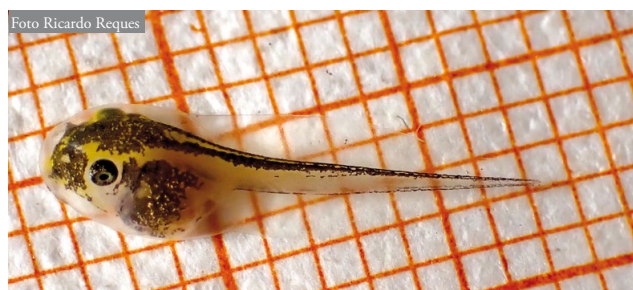


Figura 1: Larva de *Hyla meridionalis* en sus primeros estados de desarrollo larvario.

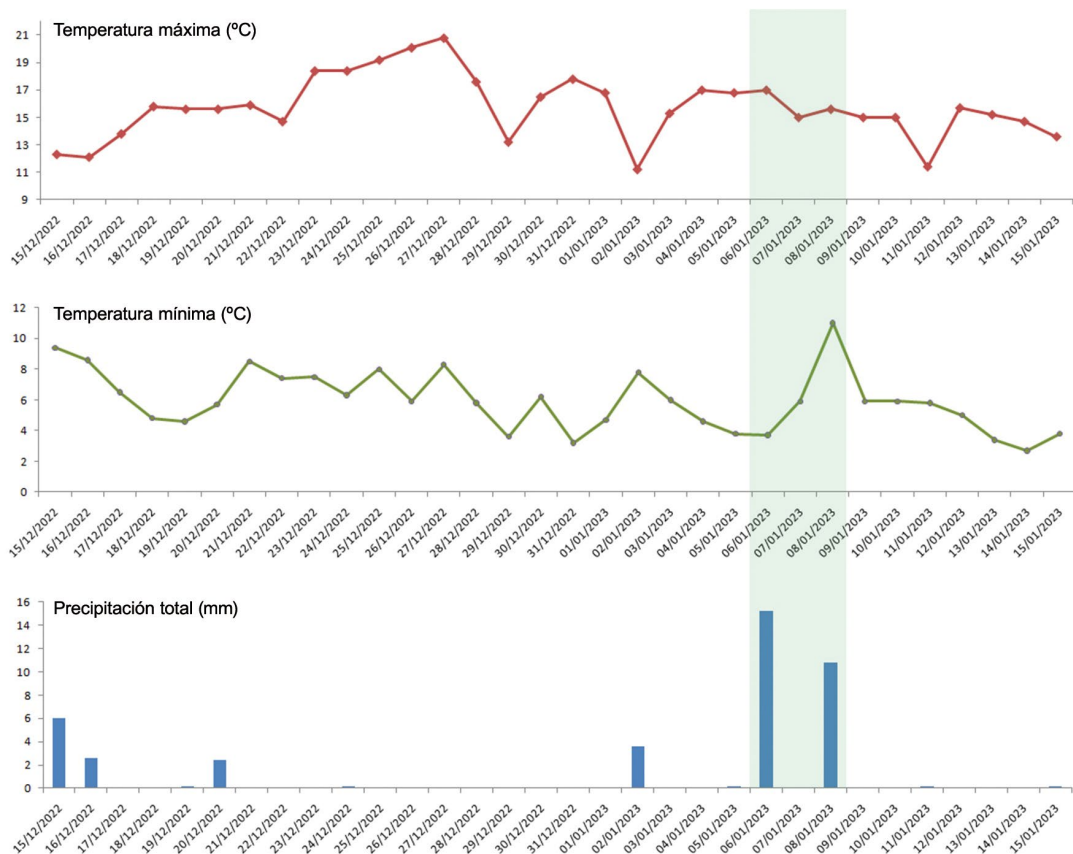


Figura 2: Precipitación (mm) y temperaturas máximas y mínimas (° C) del periodo comprendido entre el 15/12/2022 y el 15/01/2023. La charca se llenó el 10/12/2022. En sombreado verde se representa el momento probable de las primeras puestas de *H. meridionalis* (REDIAM, 2022).

Aunque *H. meridionalis* es una especie que puede estar activa prácticamente durante todo el año en regiones del sur de la península ibérica como Cádiz (Blanco *et al.*, 1995), Huelva (González de la Vega, 1989; Díaz-Paniagua *et al.*, 2005) o Málaga (Moreno *et al.*, 2020), la reproducción suele iniciarse a mediados o finales de invierno y prolongarse hasta el final de la primavera (Tabla 1). En la charca estudiada se realizó un seguimiento continuado entre los años 2007 y 2018 dentro del proyecto *Servicio técnico para el seguimiento de poblaciones de anfibios amenazados en Andalucía occidental* de la Junta de Andalucía (NET838390) y, durante ese periodo, no se observaron larvas de *H. meridionalis* en

los primeros estadios de desarrollo antes de mediados de febrero (datos no publicados). Además de esta especie, en esa charca se reproducen anualmente: salamandra común (*Salamandra salamandra*), tritón jaspeado pigmeo (*Triturus pygmaeus*) y sapo partero ibérico (*Alytes cisternasii*). Solo en determinados años también se han reproducido el sapo corredor (*Epidalea calamita*) y la rana común (*Pelophylax perezi*).

Este adelanto en la reproducción de *H. meridionalis* podría estar relacionado con la tendencia del aumento de temperatura en la zona de estudio. A partir de datos históricos de temperatura y precipitación compilada en formato ráster (REDIAM, 2022), se ha realizado una inter-

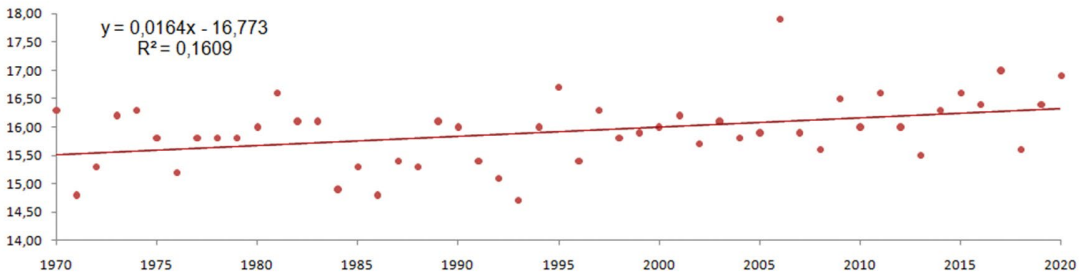
Tabla 1: Momentos de reproducción de *H. meridionalis* en diferentes regiones ordenadas según el gradiente latitudinal.

Localidad	Reproducción/puestas	Primeras larvas	Referencia (año)
Sur de Francia	Abril-junio		Salvador & García-Paris, 2001
Sierra Litoral Catalana	Abril-mayo		Richter-Boix <i>et al.</i> , 2003
Cataluña	Final de febrero-junio		García-Salmerón <i>et al.</i> , 2022
Guipúzcoa	Abril-julio	Abril	Etzezarreta & Rubio, 1998.
Extremadura	Marzo-mayo	Marzo	Salvador & García-Paris, 2001
Sierra Morena Central	Febrero-abril	Febrero	Tejedo, 1986
Córdoba	Mediados de febrero-abril	Febrero	Reques, 2000
Murcia	Marzo-mayo	Marzo	Hernández-Gil <i>et al.</i> , 1993.
Sierras subbéticas	Mitad de marzo-mayo	Marzo	Reques & Tejedo, 1991
Huelva	Noviembre-mayo		González de la Vega, 1988
Doñana	Final de enero-mayo	Febrero	Díaz-Paniagua, 1986
Málaga	Marzo a mayo	Abril	Moreno <i>et al.</i> , 2020.
Norte de Marruecos	Marzo-junio		Mateo <i>et al.</i> , 2003.
Tenerife	Enero-mayo	Febrero	Luis & Báez, 1988.

polación desde las estaciones meteorológicas más próximas a la charca estudiada y se han obtenido los valores para el periodo histórico comprendido entre los años 1970 y 2020, ambos incluidos (Figura 3). Se puede observar una ligera tendencia al descenso de las preci-

pitaciones anuales, aunque no es consistente ($n=51$; $t=-1,251$; $p=0,216$). En cambio, hay un aumento de la temperatura media anual con una suave pendiente y, aunque el ajuste de la recta es bajo, la tendencia es significativa ($n=51$; $t=3,065$; $p=0,003^*$). En otras especies de anu-

Temperatura media anual (°C). 1970-2020



Precipitación anual (mm). 1970-2020

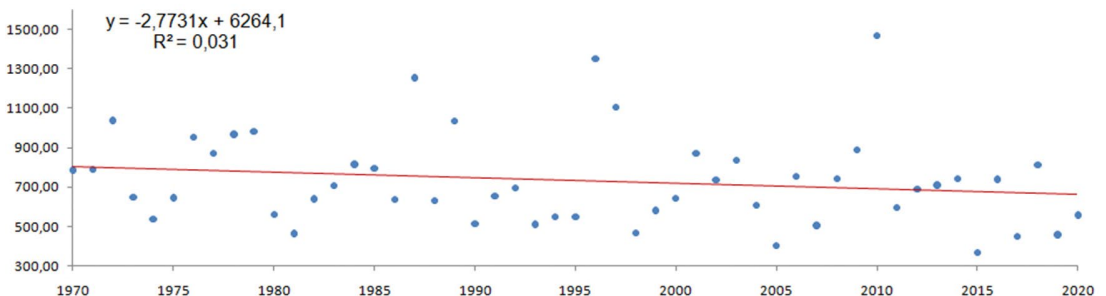


Figura 3: Temperatura media anual (°C) y precipitación anual (mm) para la zona de estudio entre los años 1970 y 2020 (REDIAM, 2022).

ros se ha encontrado una relación entre el progresivo aumento de temperatura y el adelanto de las fechas del periodo reproductor (véase Beebee, 1995; Blaustein *et al.*, 2001; Gibbs & Breisch, 2001; Kaczmarek *et al.*, 2019).

La detección de cambios en la fenología de las especies puede tener implicaciones en programas de conservación de anfibios. Para algunas especies de anfibios el aumento de temperatura puede implicar una pérdida del espacio climático habitable y puede suponer un riesgo más para el declive de sus poblaciones. Además, en muchas regiones, estos cambios térmicos mejoran las condiciones para la proliferación del hongo quitridio, *Batrachochytrium dendrobatidis*, que resulta letal para muchas poblaciones de anfibios (Parmesan, 2006). La mayor parte de los trabajos sobre cambios en la fenología de anfibios se ha realizado en el hemisferio norte, concretamente en Estados Unidos y en Europa, pero no se conoce bien lo que puede ocurrir en otras regiones del planeta. Las

tendencias generales observadas indican que las especies que se reproducen en primavera tienden a adelantar la fecha de reproducción, mientras que las que lo hacen en otoño la retrasan (véase revisión en Reques, 2020). Esto podría hacer coincidir durante más tiempo en la misma charca a especies que antes apenas solapaban o, también, que las diferencias en las tasas de desarrollo y crecimiento de ambos grupos de especies (otoñales y primaverales) se acerquen alterando la competencia interespecífica en las charcas. En el caso concreto de esta charca, el adelanto de la reproducción de *H. meridionalis* implica un solapamiento temporal mayor con las larvas de *A. cisternasii*. No obstante, si se mantiene el hidropериodo de la charca como en años normales (hasta mediados del mes de mayo), una reproducción más temprana de *H. meridionalis* podría darle la ventaja de asegurar un mayor éxito de metamorfosis y unas mejores condiciones de humedad en los primeros momentos de postmetamorfosis.

REFERENCIAS

- AEMET. 2022. <<http://www.aemet.es/>> [Consulta: 20 enero 2023].
- Beebee, T.J.C. 1995. Amphibian breeding and climate. *Nature*, 374: 219–220.
- Blanco, J.M., Márquez, A., Sáez, J., García-Sánchez, B. & García-Sánchez, I. 1995. *Anfibios y reptiles de la provincia de Cádiz*. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía.
- Blaustein, A.R., Belden, L.K., Olson, D.H., Green, D.L., Root, T.L. & Kiesecker, J.M. 2001. Amphibian breeding and climate change. *Conservation Biology*, 15: 1804–1809.
- Díaz-Paniagua, C. 1986. La reproducción de *Hyla meridionalis* en el suroeste de España. *Doñana, Acta Vertebrata*, 13: 5–20.
- Díaz-Paniagua, C., Gómez-Rodríguez, C., Portheault, A. & de Vries, W. 2005. *Los anfibios de Doñana*. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- Exeazarreta, J. & Rubio, X. 1998. Notas sobre la biología reproductora y situación actual de la ranita meridional (*Hyla meridionalis* Boettger, 1874) en el País Vasco. *Munibe*, 50: 77–83.
- García-Salmerón, A., Maluquer-Margalef, J., Rivera, X. & Pujol-Buxó, E. 2022. *Els amfibis dels Països Catalans*. BRAU edicions. Girona.
- Gibbs, J.P. & Breisch, A.R. 2001. Climate warming and calling phenology of frogs near Ithaca, New York, 1900–1999. *Conservation Biology*, 15: 1175–1178.
- González de la Vega, J.P. 1988. *Anfibios y reptiles de la provincia de Huelva*. J.P. González de la Vega (ed).
- Gosner, K.L. 1960. A simplified table for staging anuran embryos and larvae with notes on identification. *Herpetologica*, 16(3): 183–190.
- Hernández-Gil, V., Dicenta, F., Robledano, F., García-Martínez, M.L., Esteve, M.A. & Ramírez, L. 1993. *Anfibios y reptiles de la región de Murcia*. Universidad de Murcia. Murcia.
- Kaczmarek, M., Szala, K. & Kloskowski, J. 2019. Early onset of breeding season in the green toad *Bufo viridis* in Western Poland. *Herpetozoa*, 32: 109–112.
- 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.
- Luis, R. & Báez, M. 1988. Características de las poblaciones de *Hyla meridionalis* en Tenerife, Islas Canarias. *Revista Española de Herpetología*, 3(1): 97–103.
- Mateo, J.A., Pleguezuelos, J.M., Fahd, S., Geniez, P. & Martínez-Medina, F.J. 2003. *Los anfibios, los reptiles y el Estrecho de Gibraltar. Un ensayo sobre la herpetofauna de Ceuta y su entorno*. Instituto de Estudios Ceutíes. Ceuta.

- Moreno, J.S., Jiménez, J.J. & García-Cardenete, L. 2020. *Anfibios y reptiles de la Gran Senda de Málaga y provincia*. Diputación de Málaga. Málaga.
- Parmesan, C. 2006. Ecological and evolutionary responses to recent climate change. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics*, 37: 637–669.
- Parmesan, C. 2007. Influences of species, latitudes and methodologies on estimates of phenological response to global warming. *Global Change Biology*, 13: 1860–1872.
- REDIAM. 2022. Red de Información Ambiental de Andalucía-Portal Ambiental de Andalucía. <<https://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/portal/acceso-rediam>> [Consulta: 1 julio 2022].
- Reques, R. 2000. *Anfibios, ecología y conservación. Recursos Naturales de Córdoba*. Diputación de Córdoba. Córdoba.
- Reques, R. 2020. *Ecología, estudio y conservación de los anfibios*. Tundra ediciones. Castellón.
- Reques, R. & Tejedo, M. 1991. Fenología y hábitats reproductivos de una comunidad de anfibios en la Sierra de Cabra (Córdoba). *Revista Española de Herpetología*, 6: 49–54.
- Richter-Boix, A., Llorente, G.A. & Montori, A. 2007. Segregación espacial y temporal de una comunidad de anfibios en una región mediterránea. 120–128. In: Gosá, A., Egaña-Callejo, A., Rubio, X. (eds.). *Munibe*. Suplemento, 25.
- Salvador, A. & García-París, M. 2001. *Anfibios españoles*. Esfagnos.
- Tejedo, M. 1986. *Biología de la conservación: un ejemplo y un modelo para el control de anfibios*. Universidad de Córdoba. Tesina de licenciatura (inédita).

Un caso de hiperpigmentación en tritón pigmeo (*Triturus pygmaeus*)

Gonzalo Núñez-Lagos Laborda

Cl. Praofuentes, 22. 28270 Colmenarejo. Madrid. España. C.e.: gonzalonll@yahoo.es

Fecha de aceptación: 25 de septiembre de 2023.

Key words: hyperpigmentation, Madrid, *Triturus pygmaeus*.

Distintas anomalías pigmentarias han sido descritas para las diferentes especies de urodelos ibéricos. En general, estas anomalías se pueden clasificar en dos grandes bloques: las que tienen su origen en la ausencia de pigmentos y las que lo tienen en su exceso. En ambos casos,

generan ejemplares con una posible menor supervivencia, ya sea por la mayor detección que ofrecen ante depredadores y presas, ya sea por una mayor vulnerabilidad a factores externos. (Rivera *et al.*, 2001a, b, 2002; Fernández *et al.*, 2012; Campos-Such, 2017).



Figura 1: Vista dorsolateral de un ejemplar recién metamorfoseado de tritón pigmeo con un patrón hiperpigmentado.

Figura 2: Ejemplar de tritón pigmeo con patrón hiperpigmentado, junto a dos juveniles con patrón normal de su misma especie y un gallipato.



De las dos especies ibéricas del género *Triturus* la mejor documentada en la bibliografía con respecto a las alteraciones en su patrón de color es *Triturus marmoratus* (Vives-Balmaña, 1980; Matallanas & Lombarte, 1990; Budó, 1998; Domènech, 2001; Diego-Rasilla *et al.*, 2007; Moreno *et al.*, 2009; Gosá, 2021; Talavera & Burriel-Carranza, 2021). De *T. pygmaeus* existen dos citas, ambas en la provincia de Cádiz: un macho parcialmente albino en Jimena de la Frontera (Romero & Real, 2007) y una larva completamente albina encontrada en una charca de los alrededores de La Barca de la Florida (Busack, 2014).

El 8 de julio de 2020, durante una prospección herpetológica en el municipio madrileño de Colmenarejo, en el paraje conocido como Charcas de los Escoriales (N40.54205 / W-4.01553; 855 msnm), se localizó un ejemplar juvenil de tritón pigmeo, con un patrón de coloración mucho más oscuro, uniforme,

y rojizo que los ejemplares a los que acompañaba, de fenotipo normal.

El ejemplar, de unos 4,5 centímetros de longitud total, presentaba una tonalidad dorsal bermeja y uniformemente oscura, sobre la que destacaba de forma muy conspicua la línea longitudinal rojiza de los juveniles (Figura 1), y que resultaba completamente distinta al diseño ordinario para la especie, consistente en un fondo verdoso o amarillento, salpicado de manchas negras de formas redondeadas e irregulares (Figura 2). En las regiones lateral y ventral el ejemplar presentaba también una tonalidad rojiza uniforme, algo más apagada que el dorso, pero claramente distinta de los ejemplares de coloración normal, en los que se observa un color de fondo crema, salpicado de manchas negras y blancas (Reques, 2014).

A la vista del diseño completo del individuo, resulta complejo asignarle una alteración pigmentaria concreta, pero a la vista de sus

caracteres externos se trataría de un caso compatible con la hiperpigmentación (Rivera *et al.*, 2001a). Esta anomalía se podría explicar por la falta de iridóforos, causante de la atenuación en los tonos verdes propios de la especie, y asimismo por una mayor cantidad de melanófo-

ros (hiperpigmentación), responsables de los tonos pardo rojizos, y de la pérdida del patrón manchado ordinario para la especie. Se trataría, por tanto, del primer caso documentado de una anomalía por exceso de pigmentación en tritón pigmeo.

REFERENCIAS

- Budó, J. 1998. Un ejemplar albino parcial de *Triturus marmoratus* en el Pirineo Oriental (Serra de l'Albera). *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 9: 38–39.
- Busack, S.D. 2014. Complete albinism in a larval *Triturus pygmaeus*. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 25(1): 15.
- Campos-Such, D. 2017. Anomalies cromàtiques a l'herpetofauna ibèrica: una revisió actualitzada. *Nemus*, 7: 105–114.
- Diego-Rasilla, F.J., Luengo, R.M. & Rodríguez-García, L. 2007. *Triturus marmoratus* (Marbled Newt). Albinism. *Herpetological Review*, 38(1): 68.
- Domènech, S. 2001. Un nou cas de melanisme en *Triturus marmoratus* (Latreille, 1800) (Caudata, Salamandridae). *Butlletí de la Societat Catalana d'Herpetologia*, 15: 101–102.
- Fernández, D., Vázquez, R. & Eiras, J. 2012. Variabilidad de patrones y pigmentación en *Salamandra salamandra gallaica* Seoane, 1884. *Butlletí de la Societat Catalana d'Herpetologia*, 20: 115–120.
- Gosá, A. 2021. Anomalía hipomelánica en *Triturus marmoratus*. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 32(1): 36–39.
- Matallanas, J. & Lombarte, A. 1990. À propos d'un cas d'albinisme chez *Triturus marmoratus* (Latreille, 1800) (Amphibia: Urodela) de la Catalogne. *Butlletí de la Institució Catalana d'Història Natural*, 58: 83–85.
- Moreno, D., Fernández, D. & Aranda, D. 2009. Descripció de coloració anòmla en el tritó verd *Triturus marmoratus* (Latreille, 1800) a Taradell (Osona, Catalunya). *Butlletí de la Societat Catalana d'Herpetologia*, 18: 121–122.
- Reques, R. 2014. Tritón pigmeo - *Triturus pygmaeus*. In: Salvador, A., Martínez-Solano, I. (eds.). *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. <<http://www.vertebradosibericos.org/>> [Consulta: 6 noviembre 2021].
- Rivera, X., Arribas, O. & Martí, F. 2001a. Revisión de anomalías pigmentarias en los anfibios de la península Ibérica y de Europa. *Butlletí de la Societat Catalana d'Herpetologia*, 15: 39–75.
- Rivera, X., Arribas, O. & Martí, F. 2001b. Anomalías pigmentarias en anfibios y reptiles. *Quercus*, 180: 18–22.
- Rivera, X., Arribas, O. & Martí, F. 2002. Alteraciones cromáticas en los anfibios y reptiles de Europa. *Reptilia*, 33: 33–38.
- Romero, D. & Real, R. 2007. Albinismo parcial de un macho de *Triturus pygmaeus* (Wolterstorff, 1905). *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 18: 93.
- Talavera, A. & Burriel-Carranza, B. 2021. A case of hypopigmentation in *Triturus marmoratus* from Burgos (Spain). *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 32(1): 50–52.
- Vives-Balmaña, M.V. 1980. *Triturus marmoratus* (Latreille, 1800) (Amphibia, Urodela) mélanique dans les Pyrénées Orientales Ibériques. *Vie et Milieu*, 30(3–4): 301–302.

The fish dies by the mouth. And the herps ...

Iván Ruiz Barranco¹ & Gabriel Martínez del Mármol Marín²

¹ Cl. Cáceres, 15. 1º izda. 28045 Madrid. Spain. C.e.: ivan.ruiz.barranco@gmail.com

² Cl. Pedro Antonio de Alarcón, 34. 5º A. 18002 Granada. Spain

Fecha de aceptación: 14 de abril de 2023.

Key words: frog, gecko, lizard, *Pelophylax perezi*, predation, scorpion, *Tarentola annularis*.

RESUMEN: Se describen sendos casos en que una rana verde común y una salamanquesa de cruz aparecen muertos en circunstancias que sugieren que murieron cuando se estaban alimentando. En el primero de ellos la causa posible fue el tamaño desproporcionado de la presa respecto al del depredador, mientras que en el otro supuesto la causa aparente sería el envenenamiento del depredador por su presa.

Amphibians and specially reptiles are known in part for the ability of some species to ingest huge preys. The most famous case is the snakes, with some radical examples like pythons eating bears in Asia or kangaroos in Australia (Fredriksson, 2005), *Naja nivea* swallowing adults *Bitis arietans* in Africa (Layloo *et al.*, 2017), in the Americas *Drymarchon* sp. eat other colubrid snakes sometimes larger than itself or even adult *Lachesis* sp. individuals (the genus with the largest viper species of Earth; Boos, 2001), and in Europe the small *Macroprotodon brevis* usually prey in very large preys such as amphibiaenians (Pleguezuelos, 2015) and *Malpolon monspessulanus* swallow other large snakes like adult *Hemorrhois hippocrepis* or conspecifics (González de la Vega, 1988). Apart of snakes, other very known cases of amphibians or reptiles that feed on large preys are monitors, with the example of the big *Varanus komodoensis* swallowing whole goats (Forth, 2010) or the smaller desert monitor *Varanus griseus* eating adults *Uromastyx* sp. (Geniez *et al.*, 2004) and in case of amphibians a good example are bullfrogs with extraordinary big mouths to swallow huge preys as birds or other big anurans (Vimercati & Measey, 2015). In some cases, the interesting of this behavior is not only the size, but the dangerous of the prey. A good example are snakes of the genus *Lampropeltis* that often feed on large vipers of the genus *Crotalus*, that inject their highly toxic venom in the colubrid without serious consequences due to the immunity (Weinstein *et al.*, 1992) or Southern Rock Pythons (*Python natalesis*) swallowing impalas with large and sharp horns thanks to an extreme elastic but hard skin (Branch, 2016). However, the strong appetite of these animals sometimes can be an enemy, provoking the death of the predator by different circumstances. We describe in this note two different predation scenarios that end in the death of both predator and preys apparently by two different causes.

Photo G. Martínez del Marmol



Figure 1: Dead adult *Pelophylax perezi* with a dead *Psammotriton algirus* in the mouth. Málaga (Spain).

Figura 1: *Pelophylax perezi* adulta muerta con un *Psammotriton algirus* muerto en la boca. Málaga (España).

Possible cause of death: size of the prey

In a water pond of the Sierra de las Nieves National Park (Latitude 36.63, Longitude -5.06; 1197 masl; Málaga province, Spain), in June 8th, 2022 was found a dead adult *Pelophylax perezi* (López Seoane, 1885) with a dead adult *Psammotriton algirus* (Linnaeus, 1758) in the mouth (Figure 1).

Water frogs of the genus *Pelophylax* are opportunistic species that prey in mostly animals that can swallow (AmphibiaWeb, 2022a). Specifically, for *Pelophylax perezi* a wide spectrum of preys has been recorded including mainly invertebrates, but also punctually vertebrates such as small birds or mammals, anurans and reptiles (*Timon lepidus* and *Gallotia galloti*; Egea-Serrano, 2014; AmphibiaWeb, 2022b).

In a great part of Andalusia (Southern Spain), one of the most common amphibian species is *P. perezi*, and one of the most common reptile species is *P. algirus* (J.P. González de la Vega, perssonal communication), so the encounter between both species may happen very often, especially around water courses where the abundance of potential prey for the green frog is likely higher than in drier places.

In this case the frog had a snout vent length of approximately 7 cm, same snout vent length approximately of the lizard that also had a large tail of over 10 cm. Whereas probably the adult frogs could eat juvenile lizards, large lizard specimens could probably not be swallowed easily. The natural behavior in this case should be that the frog releases the prey seeing that is not possible to be eaten, although anti-natural mistakes seem to occur sometimes.

Possible cause of death: venom of the prey

In December 6th, 2022 an adult *Tarentola annularis* (Geoffroy Saint-Hilaire, 1827) was found dead inside a human structure to conduct water tubes in the surrounding of Smara (Latitude 26.51, Longitude -11.98; 358 masl; Morocco-Western Sahara). These structures act as traps for many species of reptiles of the local herpetofauna, however they are used as refuge to most species of the *Tarentola* genus (Martínez del Mármol *et al.*, 2019). In several trips to the area over 100 specimens of this species and *Tarentola hoggarensis* (Werner, 1937; *T. panousei* Pasteur, 1959, according to Koppetsch & Böhme, 2022) were found inside these structures, going inside or outside easily thanks to their ability to move by vertical surfaces.

The dead gecko had inside a dead scorpion that we tentatively assign to the genus *Hottentotta* Birula, 1908 (Figure 2; Turiel, 2014; Kamel *et al.*, 2022), a genus of highly venomous species (Sousa *et al.*, 2011; Boghozian *et al.*, 2021) that we suspect that was the cause of death of the large gecko that had a snout-cloacal length of 14 cm, estimating the proportion from a rule of three (using live specimens of the same species) that with tails the total length would have reached approximately 23 cm.

Tarentola annularis is one of the biggest species of the genus so although their main preys are invertebrates, they can also feed

on big preys such as lizards, other geckos, or even small mammals (Schleich *et al.*, 1996; Crochet & Renoult, 2008). While there are many Gekkonid species that include scorpions in their diet, like the genus *Ptyodactylus* that is also with *Tarentola* in the Phyllodactylidae family (Polis *et al.*, 1981; Zlotkin *et al.*, 2003), there is apparently not any specific record in the genus *Tarentola* (Hóðar *et al.*, 2006; Trape *et al.*, 2012; Salvador, 2016). That is an interesting aspect considering that at least in Morocco both *Tarentola* species and scorpions share habitat in a great part of their range according to our personal field experience.



Figure 2: Dead adult *Tarentola annularis* with a dead adult *Hottentotta* sp. inside, photographed thanks to the damages in the skin of the gecko that allowed us to see inside it. Smara (Morocco).

Figura 2: *Tarentola annularis* adulta muerta con un adulto de *Hottentotta* sp. muerto en su interior, fotografiado gracias a los daños en la piel del gecko que nos permitió ver dentro de él. Smara (Marruecos).

Although Zlotkin *et al.* (2003) suggest that the gecko species could acquire immunity to the preys of the environment, this case suggest that sometimes this could not happen. In fact, other studies show that geckos have no protection whatsoever against the high toxicity of scorpions. According to recent observations in geckos from arid ecosystems of the genus *Coleonix*, they have developed a specific strategy to hunt scorpions by avoiding being stung in the process of capture. A complete lack of this behaviour is observed when they prey on non-venomous prey such as arthropods of similar size (Dial, 1978; Bels & Whishaw, 2019). Scorpions are caught at a higher speed, with the gecko then executing a whip-like movement with lateral and very violent head jerks. Apparently, the scorpion is severely damaged, as its body is subjected to strong tensions, very damaging twists and even blows against the ground. The scorpion is observed to be immobilised by internal failure and the gecko proceeds to chew and swallow it (Whitford *et al.*, 2022). It is logical to think that other gecko genera typical of arid ecosystems, such as *Stenodactylus* or *Tarentola*, have developed

similar methods to attack and prey on highly venomous scorpions, such as *Androctonus* and *Hottentotta* (Polis *et al.*, 1981).

In the present case (an adult *Tarentola annularis* with the remains of the telson of *Hottentotta* sp. inside) such predatory behaviour did not have the desired effect on the gecko. We ruled out that the gecko was stung, as the toxicity of these arachnids is probably fatal to these small reptiles, having made subsequent digestion impossible. Scorpions are an important part in the ecosystems of the Sahara and pre-Sahara areas with a biomass that can proportionally exceed that of all vertebrates (Polis & Yamashita, 1991), and constitute a very important resource in the diet of small predators (e.g. *Acanthodactylus erythrurus* group, *Scincus* sp., *Varanus griseus*, *Echis pyramidum* species group; Schleich *et al.*, 1996; Escoriza *et al.*, 2009), so a more comprehensive study should be carried out to know better the interactions between *Tarentola* species and scorpions.

ACKNOWLEDGEMENTS: To J.R. Fernández-Cardenete and A. Sánchez-Vialas for helping with documentation or information. To A. González and D. Panaitescu, partners in the Moroccan expedition where the dead gecko was found.

REFERENCES

- AmphibiaWeb. 2022a. *Pelophylax ridibundus*: Marsh Frog. <<https://amphibiaweb.org/species/5137>>. University of California. Berkeley, CA. USA. [Accessed: February 15, 2023].
- AmphibiaWeb. 2022b. *Pelophylax perezi*: Iberian Green Frog. <<https://amphibiaweb.org/species/5124>>. University of California. Berkeley, CA. USA. [Accessed: February 15, 2023].
- Bels, V. & Whishaw, I.Q. (eds.). 2019. *Feeding in vertebrates: Evolution, Morphology, Behavior, Biomechanics*. Springer Nature Switzerland. Cham, Switzerland.
- Boghozian, A., Nazem, H., Fazilati, M., Hejazi, S.H. & Sajjadi, M.S. 2021. Toxicity and protein composition of venoms of *Hottentotta saulcyi*, *Hottentotta schach* and *Androctonus crassicauda*, three scorpion species collected in Iran. *Veterinary Medicine and Science*, 7(6): 2418–2426.
- Boos, H.E.A. 2001. *The snakes of Trinidad and Tobago*. Texas A&M University Press. College Station. Texas.
- Branch, W.R. 2016. Southern Rock Python: Predation by carnivores. *African Herp News*, 63: 1–8.
- Crochet, P.-A. & Renoult, J.P. 2008. *Tarentola annularis annularis* (Geoffroy de Saint-Hilaire, 1827) preying on a mammal. *Herpetology Notes*, 1: 58–59.
- Dial, B.E. 1978. Aspects of the behavioral ecology of two Chihuahuan desert geckos (Reptilia, Lacertilia, Gekkonidae). *Journal of Herpetology*, 12: 209–216.
- Egea-Serrano, A. 2014. Rana común – *Pelophylax perezi*. In: Salvador, A., Martínez-Solano, I. (eds.). *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. <<http://www.vertebradosibericos.org/>>.
- Escoriza, D., Metallinou, M., Donaire-Barroso, D., Amat, F. & Carranza, S. 2009. Biogeography of the White-Bellied Carpet Viper *Echis leucogaster* Roman, 1972 in Morocco, a study combining mitochondrial DNA data and ecological niche modeling. *Butlletí de la Societat Catalana d'Herpetologia*, 18: 55–68.

- Forth, G. 2010. Folk knowledge and distribution of the komodo dragon (*Varanus komodoensis*) on Flores Island. *Journal of Ethnobiology*, 30(2): 289–307.
- Fredriksson, G.M. 2005. Predation of sun bears by reticulated python in east Kalimantan, Indonesian Borneo. *The Raffles Bulletin of Zoology*, 53(1): 165–168.
- Geniez, P., Mateo, J.A., Geniez, M. & Pether, J. 2004. *The amphibians and reptiles of the Western Sahara (former Spanish Sahara) and adjacent regions*. Chimaira, Frankfurt.
- González de la Vega, J.P. 1988. *Anfibios y reptiles de la provincia de Huelva*. Ertisa, Huelva.
- Hódar, J.A., Pleguezuelos, J.M., Villafranca, C. & Fernández-Cardenete, J.R. 2006. Foraging mode of the Moorish gecko *Tarentola mauritanica* in an arid environment: Inferences from abiotic setting, prey availability and dietary composition. *Journal of Arid Environments*, 65: 83–93.
- Kamel, M.M., Saile, R., Tanate, O. & Kettani, A. 2022. Fauna and zoogeography of scorpions (Arachnida: Scorpions) in Morocco. *Ecology, Environment and Conservation Journal*, 28: 31–46.
- Koppetsch, T. & Böhme, W. 2022. On the identity of west Saharan geckos of the *Tarentola ephippiata* complex (Squamata: Phyllodactylidae), with comments on an extreme case of syntopy with their close relative *T. annularis*. *African Journal of Herpetology*, 71(2): 139–159.
- Layloo, I., Smith, C. & Maritz, B. 2017. Diet and feeding in the Cape Cobra, *Naja nivea*. *African Journal of Herpetology*, 66(2): 147–153.
- Martínez del Mármol, G., Harris, J., Geniez, P., de Pous, P. & Salvi, D. 2019. *Amphibians and reptiles of Morocco*. Chimaira, Frankfurt.
- Pleguezuelos, J.M. 2015. Culebra de cogulla occidental - *Macroprotodon brevis*. In: Salvador, A., Marco, A. (eds.). *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. <www.vertebradosibericos.org/>.
- Polis, G.A., Sissom, W.D. & McCormick, S.J. 1981. Predators of scorpions: field data and a review. *Journal of Arid Environments*, 4: 309–326.
- Polis, G.A. & Yamashita, T. 1991. The ecology and importance of predaceous arthropods in desert communities. 180–222. In: Polis, G.A., (ed). *The Ecology of desert communities*. Tucson: University of Arizona Press. Tucson, Arizona. USA.
- Salvador, A. 2016. Salamanquesa común - *Tarentola mauritanica*. In: Salvador, A., Marco, A. (eds.). *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. <http://www.vertebradosibericos.org/>.
- Schleich, H.H., Kastle, W. & Kabisch, K. 1996. *Amphibians and reptiles of North Africa*. Koeltz Scientific Books. Koenigstein.
- Sousa, P., Froufe, E., Harris, D.J., Alves, P.C. & Meijden, A.V.D. 2011. Genetic diversity of Maghrebian Hottentotta (Scorpiones: Buthidae) scorpions based on CO1: new insights on the genus, phylogeny and distribution. *African Invertebrates*, 52(1): 135–143.
- Trape, J.-F., Trape, S. & Chirio, L. 2012. *Lézards, crocodiles et tortues d'Afrique Occidentale et du Sahara*. IRD éditions. Marseille.
- Turiel, C.A. 2014. New Species of *Hottentotta* Birula, 1908 (Scorpiones: Buthidae) from Southern Morocco. *Euscorpius*, 181: 1–9.
- Vimercati, G. & Measey, J. 2015. Frog eat frog. *Froglog*, 116: 32–33.
- Weinstein, S.A., DeWitt, C.F. & Smith, L.A. 1992. Variability of venom-neutralizing properties of serum from snakes of the colubrid genus *Lampropeltis*. *Journal of Herpetology*, 26: 452–461.
- Whitford, M.D., Freymiller, G.A., Higham, T.E. & Clark, R.W. 2022. Shaking things up: the unique feeding behaviour of western banded geckos when consuming scorpions. *Biological Journal of the Linnean Society*, 135(3): 1–8.
- Zlotkin, E., Milman, T., Sion, G. & Werner, Y.L. 2003. Predatory behaviour of gekkonid lizards, *Phrynodactylus* spp., towards the scorpion *Leirus quinquestratus hebraeus*, and their tolerance of its venom. *Journal of Natural History*, 37: 641–646.

First record of partially melanistic individual of *Cerastes vipera* (Squamata: Viperidae)

Pablo García Antón¹, Vladimir Peranic² & Gabriel Martínez Del Mármol Marín³

¹ Universidad Carlemany. Av. Verge de Canòlich, 47. AD600 Andorra. C.e: pablogarciaanton@gmail.com

² Limesstraße, 5-3. 74535 Mainhardt. Germany.

³ Cl. Pedro Antonio de Alarcón, 34. 18002 Granada. Spain.

Fecha de aceptación: 6 de junio de 2023.

Key words: coloration, melanistic, polymorphism, snakes, Viperidae, southwestern Morocco.

RESUMEN: La presente nota da a conocer el primer caso documentado de un ejemplar parcialmente melanístico en el género *Cerastes*, concretamente en la especie *C. vipera*. La descripción de la anomalía cromática del ejemplar se acompaña de una breve revisión de la variabilidad de patrones de coloración en esta especie y la distribución de las mismas lo que plantea interesantes interrogantes sobre su potencial adaptativo en diferentes contextos ecológicos y climáticos.

The coloration of ectothermic vertebrates plays a multifunctional role in many ecological and biological aspects such as immune response, parasite resistance, sexual selection, or intraspecies communication, as well as in thermoregulation processes (Clusella-Trullas *et al.*, 2007; Stuart-Fox & Moussalli, 2009; Allen *et al.*, 2013). Consequently, some of the factors that can affect the color pattern of many taxa are temperature, ontogenetic state, environmental season, state of excitation, and lighting (Tanaka, 2009; Wellenreuther *et al.*, 2014). Theory predicts that variable coloration enhances the rate of geographic range expansion and, in particular, melanistic expression can have significant effects on the life history traits of many taxa (Protas & Patel, 2008; Lepetz *et al.*, 2009; Olsson *et al.*, 2013). The high frequency of melanism in

many reptile populations has led to postulate the hypothesis of thermal melanism, for which, in cold environments, dark phenotypes have an advantage over clear phenotypes since they acquire heat faster and reach the temperatures necessary to perform their functions earlier vital (Clusella-Trullas *et al.*, 2007; Martínez-Freiría *et al.*, 2020). This thermic role which can be helpful to reach optimal thermal levels required for metabolism, in addition to an increase in the rate of growth and fecundity in females (Gibson & Falls, 1979; Hedges *et al.*, 1989). The drivers of melanistic polymorphism in general terms and the current hypotheses raised are still subject to debate due to the paucity of available histological and genetic studies (Forsman *et al.*, 2008; Zuffi, 2008; Domeneghetti *et al.*, 2016).

Melanism is defined as a darker coloration due to increased expression of the pigment melanin, causing a darker coloration than that of the rest of the specimens of its species (Bagnara & Hadley, 1973; Bechtel, 1978; Bree Rosenblum *et al.*, 2004). This can lead depending on the phenotypic expression, different melanistic morphs (Zuffi, 2008; Domeneghetti *et al.*, 2016): 1) melanistic, i.e. individuals that display an entirely black colour phenotype; 2) melanotic, where melanism is nearly entirely expressed, with a few non-black body parts, which break the total melanistic expression; and 3) partially melanistic, where the regular colour pattern has an increased black pigmentation. Considering snakes, different melanism expression was already documented in a couple of families such as Colubridae, Elapidae and Viperidae (Silva *et al.*, 1999; Costa-Campos *et al.*, 2015; Goiran *et al.*, 2017). Within the Viperidae family, melanism or melanotic specimens have been recorded in several genus: *Vipera*, *Macrovipera*, *Bothrops*, *Crotalus*, *Gloydius* (Da Silva *et al.*, 1999; Martínez-Freiría *et al.*, 2012; Shin & Borzee, 2020; Afroosheh & Kazemi, 2011; Hamdan *et al.*, 2021).



Figure 1: a) Habitat where *C. vipera* was found around southeast Tarfaya. b) Partially melanistic individual of *C. vipera* from Tarfaya population.

Figura 1: a) Hábitat donde se encontró *C. vipera* en el sureste de Tarfaya. b) Individuo de *C. vipera* parcialmente melánico de la población de Tarfaya.



Photo G. Martínez del Mármol

Figure 2: Specimen with dark colour and sand colour in the head.

Figura 2: Ejemplar de color oscuro y color arena en la cabeza.

Cerastes vipera is a small viper characterised by many xeromorphic physiological and morphological adaptations (Schleich *et al.*, 1996; Abukashawa *et al.*, 2018), distributed throughout North Africa and the Negev dunes in Middle East (Baha El Din, 2006; Wilms *et al.*, 2013). It is a species with very variable colours patterns distributed in well defined areas of the species distribution range (Martínez del Mármol *et al.*, 2019; Bouazza *et al.*, 2020): the coastal population between Tantan and Laayune shows a high number of specimens with general dark colouration (a rate of aprox. 70% based on 13 specimens) with grey background and almost black marks, whereas specimens out of these areas show a much clearer general colouration, with sandy background and brownish marks. Sexes are highly dimorphic, females usually have the tail black while males have a sandy or yellow tail (Marx, 1958).

The present study reports the first known case of partially melanistic individual in the genus *Cerastes*. The day May 17th, 2018, at approximately 19:30, the second author of this note found an atypical juvenile individual of *C. vipera* (SVL = 372 mm; TL [total length] = 380 mm; Figure 1b) observed during sunset at 20 km southeast of Tarfaya, in the region of Laayune-Saguia el-Hamra

(UTM 30T X435689 / Y4463044.6). The humidity of the air was approximately 65% and the temperature was 24° C. Located in the Saharan Atlantic Coastal Desert ecoregion (Naia & Brito, 2021), the habitat was composed of succulents and halophytic plants such as *Lycium intricatum*, *Heliotropium undulatum*, *Atriplex*, *Zygophyllum*, with sandy loose soil (Figure 1a). This area is characterized by arid and strongly seasonal climatic conditions, with a maximum temperature of 26-37° C and a minimum of 12-16° C. The specimen was found active moving through the sandy substratum, leaving the typical sidewinder tracks of the genus.

The special climate in the Atlantic Coast of Morocco between Agadir to the Dakhla Peninsula has been already subject of previous studies. Jimenez-Robles *et al.* (2017) indicate that the frequent cloudy skies and horizontal precipitation (condensation drip) coming from the sea turn the Sahara climate colder, wetter and reduces the temperature range allowing the survival of species with tropical distribution as *Dasypeltis sahensis*, *Boaedon fuliginosus* or *Bitis arietans*. *Malpolon monspessulanus saharatlanticus* Geniez, Cluchier & de Haan, 2006, was described for the populations in these areas, in part by males where the “black saddle” is not only present in a small part of the body, but in most part of the body. A similar case is *Naja haje legionis*, the subspecies of the Egyptian Cobra described by Valverde (1989) where most of the adult specimens are completely black and where most of their records were made in the the Atlantic Coast of Southern Morocco. In contrary, many Saharan species (e.g. *Trapelus boehmei*, *Uromastix nigriventris*, *U. dispar*, *Stenodactylus petrii*, *Scincus albifasciatus*, *Varanus griseus*, *Cerastes cerastes*) or Sahelian species (e.g. *Telescopus tripolitanus*,

Echis pyramidum) are rarely recorded in these coastal areas (Martínez del Mármol *et al.*, 2019).

In this context, the case here described provides additional information on the presence and distribution of this type of pigmentation in *Cerastes* genus, and particularly in *C. vipera*. Whereas most of the cases of melanistic populations in reptiles are restricted to mountainous areas and cool climates (Monney *et al.*, 1995; Broennimann *et al.*, 2014; Martínez-Freiría *et al.*, 2020), these coastal populations with their special climate have also provoked the phenotypic dark adaptation of local species to get the correct temperature faster for their biological functions (e.g. thermoregulation). It's particularly interesting the encounter of specimens of dark colour in most part of the body except in

the top of the head. This species expends lot of time buried in the sand with only the eyes and part of the head exposed, in ambush mode waiting for preys. Probably both preys and predators detect more easily the vipers with black head (Jackson *et al.*, 1976; Andrén & Nilson, 1981), so dark specimens buried in sand with only eyes and a part of head with sandy colour expose in ambush position are the perfect evolution model to get the correct temperature fast but later pass unnoticed in ambush mode (Figure 2; for more details see photos in Martínez del Mármol *et al.*, 2019). Therefore, we emphasize the need to detailed studies on environmental and ecological factors related to the existence of melanistic specimens in *C. vipera* and its low frequency in the natural environment.

REFERENCES

- Allen, W.L., Baddeley, R., Scott-Samuel, N.E. & Cuthill, I.C. 2013. The evolution and function of pattern diversity in snakes. *Behavioral Ecology*, 24: 1237–1250.
- Afroosheh, M. & Kazemi, S.M. 2011. *Macrovipera lebetina cernovi* (Ophidia: Viperidae), a newcomer to Iran. Conference: 16th SEH European Congress of Herpetology. Luxembourg and Trier.
- Abukashawa, S.M.A., Papenfuss, T.J. & Alkhedir, I.S. 2018. Geographic Distribution: *Cerastes vipera* (Sahara Sand Viper). *Herpetological Review*, 49 (1): 75.
- Andrén, C. & Nilson, G. 1981. Reproductive success and risk of predation in normal and melanistic colour morphs of the adder, *Vipera berus*. *Biological Journal of the Linnean Society*, 15: 235–246.
- Bagnara, J.T. & Hadley, M.E. 1973. *Chromatophores and color change: the comparative physiology of animal pigmentation*. Prentice-Hall, Inc. Englewood Cliffs. New Jersey.
- Baha El Din, M. 2006. *A Guide to Reptiles and Amphibians of Egypt*. American University in Cairo Press. Cairo.
- Bechtel, H.B. 1978. Color and pattern in snakes (Reptilia, Serpentes). *Journal of Herpetology*, 12: 521–532.
- Bouazza, A., Laïdi, K. & Martín, J. 2020. New record of the Sahara sand viper, *Cerastes vipera* (Linnaeus, 1758), from north-eastern Morocco. *Herpetology Notes*, 13: 203–205.
- Bree Rosenblum, E., Hoekstra, H.E. & Nachman, M.W. 2004. Adaptive reptile color variation and the evolution of the mclr gene. *Evolution*, 58: 1794–1808.
- Broennimann, O., Ursenbacher, S., Meyer, A., Golay, P., Monney, J.C., Schmocker, H. & Dubey, S. 2014. Influence of climate on the presence of colour polymorphism in two montane reptile species. *Biology Letters*, 10: 20140638.
- Clusella-Trullas, S., van Wyk, J.H. & Spotila, J.R. 2007. Thermal melanism in ectotherms. *Journal of Thermal Biology*, 32(5): 235–245.
- Costa-Campos, C.E., Sampaio, P.G.N., Corrêa, J.G., Silva, Y.B.S., Baía, R.R.J., Júnior, H.R.M.P., Furtado, M.F.M. & França, P.F. 2015. *Oxyrhopus occipitalis*. Melanism. *Herpetological Review*, 46: 105.
- Da Silva, R.J., Fontes, M.R.M., Rodrigues, R.R., Bruder, E.M., Stein, M.F.B., Sipoli, G.P.M., Pinhão, R. & Lopes, C.A. de M. 1999. A report on a case of melanism in a specimen of *Crotalus durissus terrificus* (Laurenti, 1768). *Journal of Venomous Animals Toxins*, 5: 91–97.
- Domenghetti, D., Mondini, S. & Bruni, G. 2016. Melanism and pseudo-melanism in the Common Wall Lizard, *Podarcis muralis* Laurenti, 1768 (Reptilia: Lacertidae) in central Italy. *Herpetology Notes*, 9: 307–309.
- Forsman, A., Ahnesjö, J., Caesar, S. & Karlsson, M. 2008. A model of ecological and evolutionary consequences of color polymorphism. *Ecology*, 89: 34–40.
- Gibson, R.A. & Falls, B.J. 1979. Thermal biology of the common garter snake *Thamnophis sirtalis* (L.). II. The effects of melanism. *Oecologia*, 43: 99–109.
- Goiran, C., Bustamante, P. & Shine, R. 2017. Industrial melanism in the seasnake *Emydocephalus annulatus*. *Current Biology*, 27: 2510–2513.
- Hamdan, B., Ferreira, V., Duque, B., Bruno, S. & Guedes, T. 2021. First case of intense melanism in *Bothrops jararaca* (Wied, 1824) with comments on melanistic tendencies in cooler regions within the Brazilian Atlantic Forest (Serpentes: Viperidae). *Herpetology Notes*, 14: 629–637.

- Hedges, S.B., Hass, C.A. & Mangel, T.K. 1989. Physiological color change in snakes. *Journal of Herpetology*, 23: 450–455.
- Jackson, J.F., Ingram, W. & Campbell, H.W. 1976. The dorsal pigmentation pattern of snakes as an antipredator strategy: a multivariate approach. *American Naturalist*, 110: 1029–1053.
- Jimenez-Robles, O., León, R., Soto Cárdenas, M., Rebollo, B. & Martínez, G. 2017. Contribution to the natural history and distribution of *Dasyeltis sahelensis* Trape & Mané, 2006, in Morocco. *Herpetozoa*, 30(1/2): 80–86.
- Lepetz, V., Massot, M., Chainé, A.S. & Clobert, J. 2009. Climate warming and the evolution of morphotypes in a reptile. *Global Change Biology*, 15: 454–466.
- Martínez del Mármol, G., Harris, D.J., Geniez, P., de Pous, P. & Salvi, D. 2019. *Amphibians and Reptiles of Morocco*. Edition Chimaira. Frankfurt am Main. Germany.
- Martínez-Freiria, F., Pardavila, X. & Lamosa, A. 2012. Un nuevo caso de melanismo en *Vipera latastei*. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 23: 51–54.
- Martínez-Freiria, F., Toyama, K.S., Freitas, I. & Kaliontzopoulou, A. 2020. Thermal melanism explains macroevolutionary variation of dorsal pigmentation in Eurasian vipers. *Scientific Reports*, 10(1): 16122.
- Marx, H. 1958. Sexual dimorphism in coloration in the viper *Cerastes vipera* L. *Natural History Miscellanea*, 164: 1–2.
- Monney, J.C., Luiselli, L. & Capula, M. 1995. Correlates of melanism in a population of adders (*Vipera berus*) from the Swiss Alps and comparison with other alpine populations. *Amphibia-Reptilia*, 16: 323–330.
- Naia, M. & Brito, J.C. 2021. Ecoregions of the Sahara-Sahel: characteristics and conservation status. CIBIO/INBIO. *Biodeserts Report* EN-03.
- Olsson, M., Stuart-Fox, D. & Ballen, C. 2013. Genetics and evolution of colour patterns in reptiles. *Seminars in Cell and Developmental Biology*, 24: 529–541.
- Protas, M.E. & Patel, N.H. 2008. Evolution of coloration patterns. *Annual Review of Cell and Developmental Biology*, 24: 425–446.
- Schleich, H.H., Kästle, W. & Kabisch, K. 1996. *Amphibians and reptiles of North Africa*. Koeltz, Koenigstein. Germany.
- Shin, Y. & Borzee, A. 2020. Melanism in the Ussuri Pitviper (*Gloydius ussuriensis*) from the Republic of Korea, with remarks on color variations. *Jordan Journal of Natural History*, 7: 60–63.
- Stuart-Fox, D. & Moussalli, A. 2009. Camouflage, communication and thermoregulation: lessons from colour changing organisms. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 364: 463–470.
- Tanaka, K. 2009. Does the thermal advantage of melanism produce size differences in color-dimorphic snakes? *Zoological Science*, 26: 698–704.
- Valverde, J.A. 1989. Notas sobre vertebrados. VII. Una nueva cobra del NW de África, *Naja haje legionis*, ssp. nov. (Elapidae, Serpentes). *Actas de las IX Jornadas. Estación Biológica de Doñana*: 214–230.
- Wellenreuther, M., Svensson, E.I. & Hansson, B. 2014. Sexual selection and genetic colour polymorphisms in animals. *Molecular Ecology*, 23: 5398–5414.
- Wilms, T., Wagner, P., Joger, U., Geniez, P., Crochet, P.-A., El Mouden, E.H. & Mateo, J.A. 2013. *Cerastes vipera*. *The IUCN Red List of Threatened Species*.
- Zuffi, M.A.L. 2008. Colour pattern variation in populations of the European Whip snake, *Hierophis viridiflavus*: does geography explain everything? *Amphibia-Reptilia*, 29: 229–233.

Report of a negative interspecific interaction between *Cordylus subtaeniolatus* and *Pachydactylus montanus* in southern Namibia

Germán Franco¹, Daniel Hernández², Adrián Martín-Taboada³ & Francisco Ceacero⁴

¹ Cl. Alcalde Manuel Reina, 6. 3º B4. 29700 Vélez-Málaga. Málaga. Spain. C.e.: german.franco@polo@gmail.com

² Cl. Ciervo, 1. Bajo. 37007 Salamanca. Spain.

³ Biogeography, Diversity and Conservation Research Team. Department of Animal Biology. Faculty of Sciences. Universidad de Málaga. 29071 Málaga. Spain.

⁴ Faculty of Tropical AgriSciences. Czech University of Life Sciences. Prague. Czech Republic.

Fecha de aceptación: 14 de junio de 2023.

Key words: community, competition, ecology, Nama Karoo, reptiles.

RESUMEN: Durante una expedición diurna en KumKum, un área protegida de gestión privada localizada en el sur de Namibia y perteneciente al bioma del Nama Karoo, el 19 de agosto de 2019 fue observado un evento de interacción interespecífica negativa entre un ejemplar de *Cordylus subtaeniolatus* y un ejemplar de *Pachydactylus montanus*.

Interactions between species are called interspecific interactions and represent one of the key functional aspects of ecosystem dynamics. Interspecific competition is often caused by mutual exploitation of limiting resources such as food and space (exploitation competition) or by directly altering the behaviour of other individuals/species through territoriality and non-territorial fighting (interference competition). Actually, interference competition only makes sense in the framework of exploitation competition, so both are closely related (Tilman, 1987). Interference competition between lizard species has been documented several times (Cody, 1969; Hess & Losos, 1991; Downes & Bauwens, 2002; Langkilde & Shine, 2004; Žagar *et al.*, 2015).

The Dwarf Plated Lizard (*Cordylus sub-tessellatus*) is a medium to small diurnal lizard species with a maximum snout-vent length of ca. 57 mm (Bauer *et al.*, 1999). These lizards are marked with a black body and two cream or yellow

dorsolateral stripes that run from the snout onto the tail. These stripes become bright blue on the tail and merge about a third way along its length (Alexander & Marais, 2007). This species is usually associated with rocky habitats, where it spends most of its time hidden in rock crevices to avoid predation, limiting its activity to a few hours, which it uses to feed on medium-sized arthropods (Loehr, 2006). This species is distributed from southern Angola to south-west South Africa.

The Montane thick-toed gecko (*Pachydactylus montanus*) is a small nocturnal gecko species that lives in rocks and spends its inactive periods in crevices or under stones. Its colouration consists of a pale cream or pinkish background with relatively large brown spots, the intensity of the colouration increasing on the tail (Uetz *et al.*, 2022). It feeds on small invertebrates, such as spiders, moths, ants, termites and insect larvae (Alexander & Marais, 2007). This species is distributed from southern Namibia to western South Africa.

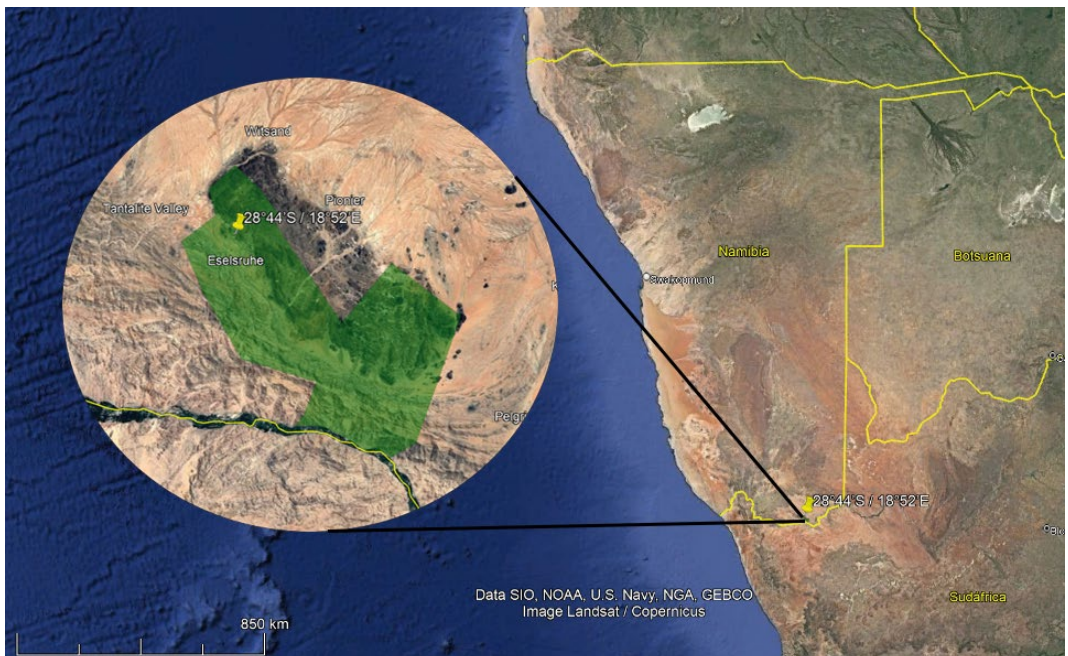


Figure 1: KumKum, study area where the observation occurred.

Figura 1: KumKum, área de estudio donde tuvo lugar la observación.



Figure 2: Rocky habitat characteristic of the Nama Karoo biome.

Figura 2: Hábitat rocoso característico del bioma Nama Karoo.



Figure 3: The individual of *C. subtesellatus* biting and shaking the individual of *P. montanus*.

Figura 3: Individuo de *C. subtesellatus* mordiendo y sacudiendo a individuo de *P. montanus*.

On August 19th, 2019, at ca. 10:00 (local time), we observed an event of interference competition between a specimen of *C. subtesellatus* and a specimen of *P. montanus* during an expedition in KumKum, a privately managed protected area in southern Namibia belonging to the Nama Karoo biome (28°44'S / 18°52'E, 750 masl) (Figure 1). Animals were active during the daytime; the ambient temperature was around 20° C. The habitat is a rocky area with some sandy patches and scarce vegetation consisting mainly of *Aloidendron dichotomum*, *Euphorbia gregaria* and small shrubs (Figure 2). The first thing we observed was the individual *P. montanus*, in full sunlight, on a rock. This behaviour seemed strange to us, due to the nocturnal habits of this species. From a nearby crevice came the individual of *C. subtesellatus*,

which rushed towards *P. montanus*, biting its right foreleg and shaking it aggressively (Figure 3). Upon noticing our presence, *C. subtesellatus* released *P. montanus*, which quickly moved away from the rock where the aggression occurred. After staring at us for a few seconds, *C. subtesellatus* returned to hide in the crevice from which it emerged. Although it is difficult to state with certainty the cause of this behaviour, territorial competition for shelter or food resources could be the reason. Given that the distribution of both species overlaps over much of their range, this difficult to record behaviour could be usual.

ACKNOWLEDGEMENTS: We thank P. and E. Morkel for their hospitality and kindness during our expedition in their wonderful country, Namibia.

REFERENCES

- Alexander, G. & Marais, J. 2007. *A guide to the reptiles of southern Africa*. StruikNature.
- Bauer, A.M., Lamb, T. & Branch, W.R. 1999. *Cordylus subtesellatus*, dwarf plated lizard, maximum size. *African Herp News*, 30: 30.
- Cody, M.L. 1969. Convergent characteristics in sympatric species: a possible relation to interspecific competition and aggression. *Condor*, 71(3): 223–239.
- Downes, S. & Bauwens, D. 2002. An experimental demonstration of direct behavioural interference in two Mediterranean lacertid lizard species. *Animal Behaviour*, 63: 1037–1046.

- Hess, N.E. & Losos, J.B. 1991. Interspecific aggression between *Anolis cristatellus* and *A. gundlachi*: comparison of sympatric and allopatric populations. *Journal of Herpetology*, 25(2): 256–259.
- Langkilde, T. & Shine, R. 2004. Competing for crevices: interspecific conflict influences retreat-site selection in montane lizards. *Oecologia*, 140: 684–691.
- Loehr, V. 2006. Captive husbandry of the Dwarf plated lizard, *Cordylus sublineatus* (Smith, 1844), with indications for ecological and behavioural characteristics. *Herpetological Bulletin*, 96: 5–11.
- Tilman, D. 1987. The importance of the mechanisms of interspecific competition. *The American Naturalist*, 129(5): 769–774.
- Uetz, P., Freed, P., Aguilar, R., Reyes, F. & Hošek, J. (eds.). 2022. The Reptile Database. <<http://www.reptile-database.org>> [Accessed: April 03, 2023].
- Žagar A., Carretero, M.A., Osojnik, N., Sillero, N. & Vrežec, A. 2015. A place in the sun: interspecific interference affects thermoregulation in coexisting lizards. *Behavioural Ecology & Sociobiology*, 69: 1127–1137.

Observación del comportamiento de tanatosis en culebra bastarda (*Malpolon monspessulanus*): una estrategia defensiva

Ricardo Reques¹ & Juan M. Pleguezuelos²

¹ Área de Ecología. Facultad de Ciencias. Universidad de Córdoba. Campus de Rabanales, edificio Celestino Mutis, 1ª. 14071 Córdoba. España. C.e.: ba2reror@uco.es

² Departamento de Zoología. Facultad de Ciencias. Universidad de Granada. 18071 Granada. España.

Fecha de aceptación: 14 de junio de 2023.

Key words: antipredator behavior, thanatosis, tonic immobility.

La tanatosis, o inmovilidad tónica, es un comportamiento defensivo que se observa en muchos grupos de animales; consiste en fingir la muerte adoptando una postura inmóvil para evitar ser depredado. Se considera un recurso último para escapar de situaciones

críticas (Gerald, 2008; Rogers & Simpson, 2014). Este comportamiento se ha descrito en diversos géneros de serpientes (Carpenter & Ferguson 1977; Gerald, 2008; Magallón *et al.*, 2021), incluida la culebra bastarda (*Malpolon monspessulanus*) en el norte de Italia (Sannolo *et al.*, 2014).



Figura 1: Aspecto de la culebra bastarda (*Malpolon monspessulanus*) cuando fue encontrada en el Parque Natural de Sierra de Cardena y Montoro: a) vista dorsal; b) vista ventral.



Figura 2: Detalle de boca y ojo de culebra bastarda (*Malpolon monspessulanus*) con comportamiento de tanatosis en el Parque Natural de Sierra de Cardeña y Montoro.

El 19 de abril de 2023, a las 10:45, durante un muestreo herpetológico en charcas dentro del Parque Natural Sierra de Cardeña y Montoro (extremo nororiental de la provincia de Córdoba; 38,254270°N / -4,290656°E; 732 msnm), se encontró un ejemplar macho adulto de culebra bastarda de aproximadamente 95 cm de longitud hocico-cloaca (el ejemplar no pudo ser medido con precisión), cerca de uno de los puntos de muestreo (Figura 1a). El día estaba despejado y la temperatura del aire era de unos 15° C. Ante su absoluta inmovilidad, inicialmente se pensó que podría tratarse de un ejemplar muerto; sin embargo, no se apreciaron lesiones y su aspecto era el de un ejemplar sano. Se realizaron fotos de la culebra en diferentes posiciones, volteándola para fotografiar también su vientre y volviendo a colocarla después a su posición primera (Figura 1b). El animal mostraba cierta rigidez, de manera que prácticamente no cambió su postura al darle la vuelta. Finalmente, se dejó en el mismo lugar. Al cabo de una media hora se volvió al lugar y la culebra ya no estaba.

El ejemplar observado mostraba la boca ligeramente abierta, en la que se podía ver

parcialmente la lengua (Figura 2). No se encontraron signos de defecación ni se apreciaba un olor desagradable a su alrededor, como se ha descrito para otras especies de ofidios con comportamiento de tanatosis (De Castro-Expósito *et al.*, 2017). Debido a la presencia de una muy pequeña y puntual herida tras la comisura bucal (Figura 2), no se descarta la posibilidad de que el comportamiento de tanatosis en la culebra fuera inducido por el ataque no mortal de un depredador, causante de la herida (X. Santos, comunicación personal). La posterior desaparición del ejemplar del lugar de la primera observación, sin la participación de ese supuesto depredador, soporta esta hipótesis.

Se ha especulado que este comportamiento podría ser más frecuente en serpientes que en otros grupos de reptiles debido a que, en general, no son especialmente rápidas de movimiento en relación con sus potenciales depredadores (mamíferos y aves) y a que su cuerpo alargado facilita su eventual captura (Humphreys & Ruxton, 2018). Esto podría suceder incluso en la culebra bastarda, que destaca por su gran capacidad de huida, pudiendo detectar la presencia humana a una distancia de 30-40 m (Schleich *et al.*, 1996), siendo el ofidio ibérico más rápido en tierra (Pleguezuelos, 2021). Además de la huida y de la inmovilidad tónica que es, probablemente, un comportamiento muy poco frecuente, se han descrito otras formas de defensa, como el aumento de volumen de la porción central de su cuerpo inspirando, la producción de un bufido de carácter intimidatorio al expirar con fuerza, la elevación de cabeza y cuello, y la mordedura (Pleguezuelos, 2021).

AGRADECIMIENTOS: A P. Torres, director del Parque Natural Sierra de Cardeña y Montoro, por facilitarnos el acceso al lugar de estudio, y a J. Jiménez por proporcionarnos bibliografía.

REFERENCIAS

- Carpenter, C.C. & Ferguson, G.W. 1977. Variation and evolution of stereotyped behavior in reptiles. *Biology of the Reptilia*, 7: 335–554.
- De Castro-Expósito, A., Guerrero, F. & García-Muñoz, E. 2017. A record of thanatosis behaviour in *Coronella gironica* (Reptilia: Colubridae). *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 28(1): 36–38.
- Gerald, G.W. 2008. Feign versus flight: influences of temperature, body size and locomotor abilities on death feigning in neonate snakes. *Animal Behaviour*, 75(2): 647–654.
- Humphreys, R.K. & Ruxton, G.D. 2018. A review of thanatosis (death feigning) as an anti-predator behaviour. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 72: 1–16.
- Magallón, R.F., Castillo, M., Belton, E., Zambrano, E., Quintero-Arrieta, H. & Batista, A. 2021. Dead snake! A strategy for survival: Thanatosis in some Panamanian snakes with a review of death-feigning in American snakes. *Reptiles & Amphibians*, 28(3): 389–396.
- Pleguezuelos, J.M. 2021. Culebra bastarda - *Malpolon monspessulanus*. In: López, P., Martín, J., Martínez-Freiría, F. (eds.). *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Museo Nacional de Ciencias Naturales. Madrid. <<http://www.vertebradosibericos.org/>>.
- Rogers, S.M. & Simpson, S.J. 2014. Thanatosis. *Current Biology*, 24(21): 1031–1033.
- Sannolo, M., Gatti, F. & Scali, S. 2014. First record of thanatosis behaviour in *Malpolon monspessulanus* (Squamata: Colubridae). *Herpetology Notes*, 7: 323.
- Schleich, H.H., Kastle, W. & Kabisch, K. 1996. *Amphibians and reptiles of North Africa*. Koeltz Scientific Books, Koenigstein. Germany.

Depredación sobre *Zamenis scalaris* por *Malpolon monspessulanus*

Iñaki Sanz-Azkue¹, Alberto Gosá¹ & Carlos F. de Miguel-Calvo²

¹ Departamento de Herpetología. Sociedad de Ciencias Aranzadi. Cl. Zorroagagaina, 11. 20014 Donostia-San Sebastián. España. C.e.: isanz@aranzadi.eus

² Sección de Educación Ambiental y Cooperación. Centro Nacional de Educación Ambiental. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Paseo José M^a Ruiz-Dana, s/n. 40109 Valsain. Segovia. España.

Fecha de aceptación: 13 de mayo de 2023.

Key words: diet, ladder snake, Montpellier snake, predation, Segovia, Spain.

La culebra bastarda (*Malpolon monspessulanus*) es un colúbrido eurítago (Valverde, 1967) que se alimenta de vertebrados terrestres, depredando sobre las presas más abundantes (Díaz-Paniagua, 1976); entre ellas, los reptiles representan un porcentaje muy alto. Pueden llegar a componer el 51% de su dieta en el suroeste de la península ibérica (Díaz-Paniagua, 1976) o incluso superar el 78%, en el centro y sur de la misma (Valverde, 1967). Los lacértidos de los géneros *Psammotromus*, *Podarcis* y *Timon* suponen el porcentaje más alto entre los reptiles. Las serpientes aparecen de forma testimonial, con porcentajes que en frecuencia oscilan entre el 0,6 y el 1,8%. *Hemorrhois hippocrepis*, *Macroprotodon brevis*, *Natrix* sp. e individuos de su propia especie (canibalismo) entran a formar parte de este segmento de su alimentación (Valverde, 1967; Díaz-Paniagua, 1976).

Además, se ha citado el consumo de *Coronella* sp. en Caurel (Galicia; Bas, 1982) y, excepcionalmente, la depredación sobre *Zamenis scalaris* en el SE ibérico (M. Moreno, comunicación personal; en Pleguezuelos, 2014).

El 18 de abril de 2023, a las 15:18, uno de los autores (DMC) encontró y fotografió un macho de *M. monspessulanus* de unos 1300 mm de longitud total (LT) que había depredado sobre un ejemplar de *Z. scalaris*, de unos 880 mm LT (aproximadamente, 2/3 de la LT del depredador; Figura 1). Al no haberse podido realizar en campo las medidas de los animales, éstas se obtuvieron de forma aproximada a partir de las fotos realizadas, por disponer en aquel momento de una escala de 10 cm, como puede observarse en la Figura 2. La observación ocurrió en el término municipal de Segovia



Foto C.F. de Miguel-Calvo

Figura 1: *Malpolon monspessulanus* y su presa *Zamenis scalaris* con partes de su cuerpo fuera del depredador.

(0407267; 4534412; 1018 msnm), en una pequeña loma que flanquea por el noroeste los meandros que forma el arroyo Ciguiñuela, sobre sustrato compuesto por roca gneis con afloramientos de granito, y con el berceo (*Stipa gigantea*) como vegetación predominante.

El macho de *M. monspessulanus* yacía muerto con síntomas de haber sido matado por el hombre; tenía la columna vertebral rota a la altura de la base del cuello y en la zona media del cuerpo. En ambas zonas abiertas por las heridas salían partes del cuerpo de un adulto de *Z. scalaris*, depredado previamente. Por la herida del cuello asomaba el extremo final de la cola de la presa (Figura 2) y por la de la zona media sobresalía la mitad delantera del cuerpo de la misma, lo que indica que la presa fue ingerida a partir de la cabeza, es decir, a favor de escama (Sayers, 1963). La *Z. scalaris* presentaba signos de haber sido atacada también, ya que se apreciaba cierta deformación en su cabeza, que aparecía aplastada, lo que podría sugerir que la ingestión del animal se habría realizado recientemente e, incluso, que pudiera dar todavía signos de vida cuando la *M. monspessulanus* fue matada. En

tal caso, el veneno de la serpiente depredadora no habría culminado su efecto, o la inoculación del mismo no se habría hecho en una cantidad suficiente para anestesiarse o matar una presa de tal tamaño. Excepto en las zonas dañadas, los cuerpos de las dos serpientes estaban todavía en buen estado de preservación, lo que sugería que las habían matado unas horas antes de la observación. La *Z. scalaris* no presentaba signos de digestión, y pudo realizar movimientos de escape del cuerpo de la *M. monspessulanus*, intentando salir por el hueco abierto en la herida a la altura media del cuerpo de ésta. El hecho de que la presa tuviera la cabeza golpeada y el resto del cuerpo intacto, sugiere que la persona que mató la *M. monspessulanus* pudo observar movimientos de escape de su presa, produciendo igualmente los daños observados en su cabeza. Otra posible opción para interpretar la acción depredadora podría ser que la *Z. scalaris* hubiera sido ingerida habiendo sido previamente matada. Valverde (1974) y Pleguezuelos (2014) confirman el consumo de carroña de *T. lepidus* por *M. monspessulanus*, Ventura (2012) lo describe para restos de *Podarcis hispanica* y *Psammudromus algirus*, y Alarcos (2017) para los de *Podarcis bocagei*. Sin embargo, la interpretación de la presencia de partes del cuerpo de la presa fuera del depredador bajo el supuesto de que la presa hubiera sido consumida como carroña sólo podría sostenerse a partir de que la acción misma de dar muerte a la *M. monspessulanus* hubiera producido movimientos violentos que propiciaran la salida de ciertas partes de la presa.

En una visita a la misma zona, unos días después de la observación, se encontró otro adulto de *Z. scalaris* matado, lo que podría denotar la existencia allí de una población importante de la especie, así como que la práctica ancestral de dar muerte a los ofidios sigue estando muy vigente en determinadas regiones.



Figura 2: Detalle del punto de salida del extremo de la cola de la presa a la altura de la base del cuello del depredador.

El porcentaje del tamaño de la serpiente depredada con respecto al de la depredadora fue superior al conocido para las presas de los juveniles de *M. monspessulanus*, que ronda el 60% (López-Jurado & Dos Santos, 1979). Otro dato disponible de depredación de un macho adulto de *M. monspessulanus* sobre otro de *Mactroprotodon brevis* tan sólo alcanzó el 26% entre sus respectivos tamaños (S.D. Busack, comunicación personal, en Pleguezuelos, 2014), correspondiendo el mayor registro conocido de presa en *M. monspessulanus* a un ejemplar de su propia especie de 860 mm LT (Valverde, 1967), es decir, del mismo orden al del aquí presentado. En Martín-Taboada *et al.* (2019)

se cita la presencia de un juvenil conespecífico de 630 mm LT en el tracto digestivo de un ejemplar adulto de *M. monspessulanus* atropellado.

La conducta trófica de los machos de *M. monspessulanus*, cuyo tamaño es mayor que el de las hembras (Pleguezuelos, 2014), presenta un sesgo hacia las presas de mayor tamaño (lagartos, colúbridos, aves y conejos). El caso aquí descrito sería concordante con lo ya conocido, así como la captura de una *Z. scalaris* bien entrada la primavera, cuando aumenta la actividad de los reptiles, especialmente en zonas del centro peninsular (Valverde, 1967), en detrimento de la ingesta de micro-mamíferos, que desciende a lo largo de la estación.

REFERENCIAS

- Alarcos, G. 2017. Un nuevo caso de comportamiento carroñero de *Malpolon monspessulanus*. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 28(1): 48–50.
- Bas, S. 1982. La comunidad herpetológica de Caurel: biogeografía y ecología. *Amphibia-Reptilia*, 3(1): 1–26.
- Díaz-Paniagua, C. 1976. Alimentación de la culebra bastarda (*Malpolon monspessulanus*, Ophidia, Colubridae) en el S.O. de España. *Doñana, Acta Vertebrata*, 3(2): 113–127.
- López-Jurado, L.F. & Dos Santos, L. 1979. Datos complementarios sobre la alimentación de *Malpolon monspessulanus*. *Doñana, Acta Vertebrata*, 6(1): 119–120.
- Martín-Taboada, A., García-Carrasco, J.M. & Muñoz, A.R. 2019. Cannibalism in *Malpolon monspessulanus* and the importance of roadkill data. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 30(1): 29–30.
- Pleguezuelos, J.M. 2014. *Malpolon monspessulanus* (Hermann, 1804). 868–893. In: Ramos, M.A. *et al.* (eds.). *Reptiles, 2ª edición, revisada y aumentada*. Salvador, A. (coord.). *Fauna Ibérica*, vol. 10. Museo Nacional de Ciencias Naturales. CSIC. Madrid.
- Sayers, R.J. 1963. Note on the venom toxicity of the Montpellier snake to lizards. *Bulletin of the Philadelphia Herpetological Society*, 11(3–4): 41.
- Valverde, J.A. 1967. Estructura de una comunidad de vertebrados terrestres. *Monografías de la Estación Biológica de Doñana*, 1: 1–218.
- Valverde, J.A. 1974. *Malpolon monspessulanus* llevando *Lacerta lepida* aplastado por un coche. *Doñana, Acta Vertebrata*, 1(1): 56.
- Ventura, F. 2012. Comportamiento carroñero en *Malpolon monspessulanus*. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 23: 8–10.

A report of leucism in an *Alytes dickhilleni* tadpole in southern Spain

Germán Franco¹, Raúl Arroyo-Morales² & Adrián Martín-Taboada²

¹ Cl. Alcalde Manuel Reina, 6. 3º B4. 29700 Vélez-Málaga. Málaga. Spain. C.e.: german.franco polo@gmail.com

² Biogeography, Diversity and Conservation Research Team. Department of Animal Biology. Faculty of Sciences. University of Málaga. 29071 Málaga. Spain.

Fecha de aceptación: 28 de mayo de 2023.

Key words: Almijara, anomalies, anuran, coloration, midwife, pigmentation.

RESUMEN: Durante un muestreo nocturno en las afueras del núcleo urbano de Frigiliana (Málaga), en el Parque Natural de las Sierras de Tejeda, Almijara y Alhama, el 9 de abril de 2022 fue encontrado un renacuajo de *Alytes dickhilleni* con una coloración atípica, pudiendo representar un caso de leucismo en la especie.

Chromatophores are pigment-containing cells that, under the incidence of light, reflect different colours in the skin and eyes of various animal taxa. Depending on the colours reflected by the pigments they contain, up to six types of chromatophores can be distinguished in am-

phibians: melanophores (black and brown), cyanophores (blue), xanthophores (yellow), leucophores (white), erythrophores (red) and iridiophores (iridescent sheens) (Lunghi *et al.*, 2017).

Leucism is manifested by the total or partial absence of pigmentation due to a de-

Photo Germán Franco

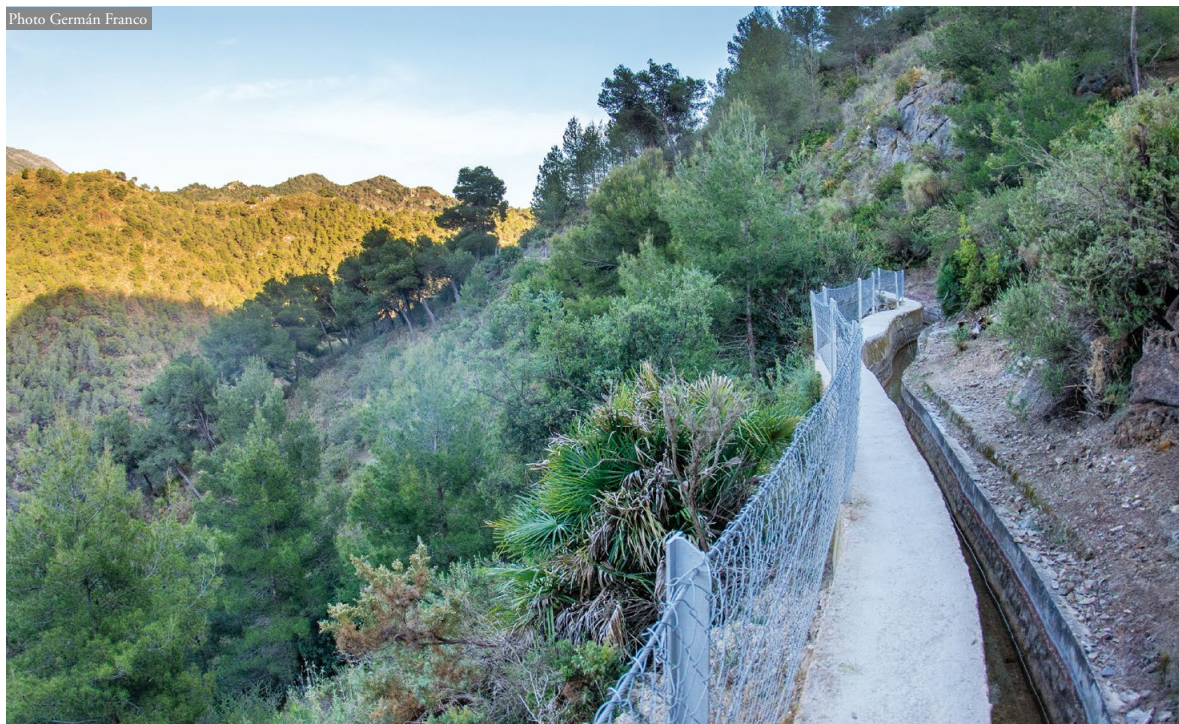


Figure 1: Habitat in which the leucistic tadpole of *Alytes dickhilleni* was found.

Figura 1: Hábitat en el que se encontró el renacuajo leucístico de *Alytes dickhilleni*.



Figure 2: Images of a) the tadpole with normal colouration; b) Full body portrait of the leucistic individual; and c) Detail of the oral disc and dental formula of the leucistic individual.

Figura 2: Imágenes de a) un renacuajo con coloración normal; b) Retrato de cuerpo entero del individuo leucístico; y c) Detalle del disco oral y fórmula dentaria del individuo leucístico.

ficit of melanin present in the melanophores, which confers a pale or patchy coloration of the skin, except in the eyes, which show blueish or normal pigmentation. This last aspect differentiates it from albinism, in which the eyes are completely unpigmented, showing a pinkish or reddish colour due to the blood capillarity of the eyeballs (Bechtel, 1995; Lunghi *et al.*, 2017).

Albinism and leucism are well documented in Iberian amphibian species, with records for *Salamandra salamandra* (Dopereiro & Puras, 2018), *Lissotriton boscai* (Dopereiro *et al.*, 2018), *Rana temporaria* (Elizalde, 2019), *Pelobates cultripes* (Esteban, 2016; Koleska *et al.*, 2022), *Pleurodeles waltl* (Díaz *et al.*, 2019), and others.

The Betic Midwife Toad, *Alytes dickhilleni* Arntzen & García-París 1995, is a small, robust-looking species of anuran belonging

to the family Alytidae, reaching a maximum length of less than 57 mm. It is endemic to the Sierras Béticas, in the southeast of the Iberian Peninsula. It prefers pine and/or holm oak forests, but it can be also found in open areas, but always close to permanent, clean waters (Salvador, 2015). Like other midwife toad species, after amplexus, the male Betic Midwife Toad carries the fertilized eggs until the tadpoles are ready to hatch, at which time it will deposit them in the water. This species is listed as EN (Endangered) by the IUCN on a global and European scale (IUCN, 2022).

On April 9th 2021 at ca 22:33 (local time) we observed approximately 15 adult specimen and countless tadpoles of *A. dickhilleni* in Sierras of Tejada, Almirajara and Alhama Natural Park, Andalu-

sia, Spain (36°48'N / 3°53'W; 450 masl). Animals were active during the night-time; the ambient temperature was ca 14° C. The habitat is a steep mountainous terrain with dense shrubby vegetation dotted mainly with *Pinus pinaster* and *Pinus halepensis*, with the presence of Mediterranean scrub consisting of *Salvia rosmarinus*, *Cistus albidus*, *Smilax aspera*, *Buxus balearica*, *Chamaerops humilis* and other species. An irrigation ditch runs through the area and serves as a permanent water point (Figure 1).

One of the tadpoles we observed had an unusual colouration, being completely white. We photographed this specimen for approximately 30 minutes using a small aquarium in order to capture as many details as possible. Special emphasis was laid on photographing

the oral disc structure of the tadpole, as well as the mottling of the tail and other parts of the animal's anatomy that might be relevant (Figure 2). The specimen had no visible wounds and appeared to be in good general condition, being close to the development of its front legs, stage 41 according to Gosner (1960). After taking the pictures, the individual was released at the same place. This case is added to the large list of sightings of individuals within the genus *Alytes* showing pigmentary anomalies (Benavides *et al.*, 2000; Diego-Rasilla & Luengo, 2007; Barnestein & González de la Vega, 2011).

ACKNOWLEDGEMENTS: We would like to thank F. Alfonso, J.J. González, M. Ruiz and J.M. Merchán for their company and help during the night expedition in which the animal featured in this article was detected.

REFERENCES

- Barnestein, J.A.M. & González de la Vega, J.P. 2011. Albinismo en *Alytes cisternasii* (Boscá, 1879) en Sierra Morena, Córdoba (Andalucía, Sur de España). *Butlletí de la Societat Catalana d'Herpetologia*, 19: 139–141.
- Bechtel, H.B. 1995. *Reptile and amphibian variants: Colors, patterns, and scales*. Krieger Publishing Company. Malabar. Florida. USA.
- Benavides, J., Viedma, A., Clivilles, J., Ortiz, A. & Gutiérrez, J.M. 2000. Albinismo en *Alytes dickhilleni* y *Salamandra salamandra* en la Sierra de Castril (Granada). *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 11: 83.
- Díaz, C.C., Pérez, M.Á., Díaz, A., Montes, G.S. & Martínez-Solano, I. 2019. A report of complete albinism in an adult *Pleurodeles waltl* in the wild. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 30(2): 29–31.
- Diego-Rasilla, F.J. & Luengo, M.R. 2007. Varios casos de albinismo en *Alytes obstetricans* (Laurenti, 1768). *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 18: 92.
- Dopereiro, D. & Puras, M. 2018. Leucismo en *Salamandra salamandra* de Galicia. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 29(1): 25–26.
- Dopereiro, D., Espasandín, I. & Cuervo, M. 2018. Nuevo caso de mutación leucística en *Lissotriton boscai* de Galicia. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 29(1): 32–33.
- Elizalde, Á.R. 2019. A unique case of albinism in *Rana temporaria parvipalmata* in Cantabria. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 30(2): 25–29.
- Esteban, M.R. 2016. Nuevo registro de un ejemplar de *Pelobates cultripes* albino en Zamora. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 27(1): 50–51.
- Gosner, K.L. 1960. A simplified table for staging anuran embryos and larvae with notes on identification. *Herpetologica*, 16: 183–190.
- IUCN. 2022. *Alytes dickhilleni*. The IUCN Red List of Threatened Species 2022: e.T979A89697540. <<https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2022-1.RLTS.T979A89697540.en>> [Accessed: April 28, 2023].
- Koleska, D., Koleskova, V. & Franco, G. 2022. A report of leucism in an adult *Pelobates cultripes* in the wild. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 33: 23–25.
- Lunghi, E., Monti, A., Binda, A., Piazzini, I., Salvadori, M., Cogoni, R., Riefole, L.A., Biancardi, C., Mezzadri, S., Avitabile, D., *et al.* 2017. Cases of albinism and leucism in amphibians in Italy: new reports. *Natural History Sciences*, 4(1): 73–80.
- Salvador, A. 2015. Sapo partero bético - *Alytes dickhilleni*. In: Salvador, A., Martínez-Solano, I. (eds.). *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. <<http://www.vertebradosibericos.org/>>.

Miasis sobre *Bufo spinosus* en Álava (País Vasco), atribuible a *Lucilia bufonivora* Moniez, 1876 (Diptera; Calliphoridae)

Conrado Tejado & M^a Elena Potes

Departamento de Zoología-Vertebrados. Instituto Alavés de la Naturaleza. Apdo. 2092. 01008 Vitoria-Gasteiz. C.e.: conradotejado@gmail.com

Fecha de aceptación: 1 de junio de 2023.

Key words: Álava, Basque Country, myiasis. Spiny toad, toadfly.

El primer caso referenciado bibliográficamente en la península ibérica en el que sesospecha la miasis sobre *Bufo spinosus* producida por *Lucilia bufonivora* se sitúa en la vertiente alavesa del Parque Natural de Gorbeia (Potes & Tejado, 2003). Se registró durante el trabajo de campo de un estudio herpetofaunístico de este espacio protegido, y corresponde a un ejemplar de sapo común ibérico observado en julio de 1998 portando masas de huevos de díptero fijadas a la piel en dorso y lateral del vientre.

En la primera década del siglo XXI se documenta un segundo caso también ubicado en la vertiente alavesa del Parque Natural de Gorbeia de parasitación por díptero en *B. spinosus*, con mención a *L. bufonivora* (Fernández & Ruiz de Azúa, 2007). Estos autores confirman la ausencia de citas publicadas para *L. bufonivora* en la península ibérica, no así de *L. silvarum*, cuya presencia sí había sido constatada en España y con posterioridad en la Comunidad Autónoma del País Vasco (Saloña *et al.*, 2009).

El género *Lucilia* ha sido objeto de múltiples estudios dada su capacidad de causar miasis en mamíferos, aves y anfibios (Rognes, 1980) y su carácter como vector en la transmisión de ciertas enfermedades que también afectan al ser humano. Sin embargo, su estudio en el norte peninsular se ha desarrollado recientemente. Aunque se sospechaba con anterioridad, las publicaciones científicas que certifican la presencia de *L. bufonivora* en el norte peninsular

y el País Vasco están fechadas en 2012 y 2014, respectivamente (Díaz *et al.*, 2012; Gil *et al.*, 2014). Curiosamente, en esta última fecha se obtiene el primer registro de la especie en Norteamérica (Tantawi & Whitworth, 2014).

Las observaciones de parasitismo en nuestro país, atribuibles fundadamente a *L. bufonivora*, se circunscriben al área atlántica del norte peninsular, en las comunidades de Navarra, País Vasco y Asturias, detectándose sobre *B. spinosus*, *B. calamita* y *Pelophylax perezi* (Gosá *et al.*, 2009; Díez de Salazar, 2012; Arribas & Rivera, 2014).

En la presente reseña se hace una recopilación de los casos de miasis detectados en la provincia de Álava, en su mayor parte procedentes de observaciones casuales citadas durante el desarrollo de jornadas de muestreo centradas en seguimientos de anfibios (Tabla 1). En todas ellas la especie parasitada es



Figura 1: Hembra de *Bufo spinosus* con cavidades nasales infestadas por larvas de *Lucilia bufonivora*. Montes de Iturrieta (Álava) (22/07/2009).

cante. Los registros de miasis recopilados en Álava se ubican en las regiones cantábrica y mitad norte de la subcantábrica, careciendo hasta el momento de observaciones en la mitad meridional de la provincia, donde se han muestreado humedales con similar esfuerzo de prospección, ubicados en regiones con cli-

ma menos húmedo y en comarcas como la Rioja Alavesa de marcada influencia mediterránea (Figura 2).

AGRADECIMIENTOS: A G. Belamendía y J.J. Aguirre por aportar información sobre registros, y a J.M^a. Fernández por detallar la ubicación geográfica precisa de uno de ellos.

REFERENCIAS

- Arribas, O. & Ribera, X. 2014. Mèns dades sobre miasis produïdes per *Lucilia bufonivora* Moniez, 1876. *Butlletí de la Societat Catalana d'Herpetologia*, 21: 21–23.
- Bolek, M.G. & Coggins, J.R. 2002. Observation on myiasis by the calliphorid, *Bufolucilia silvarum*, in the eastern American Toad (*Bufo americanus americanus*) from southeastern Wisconsin. *Journal of Wildlife Diseases*, 38: 598–603.
- Díaz, B., Gosá, A. & Saloña, M.I. 2012. Confirmación de la presencia de *Lucilia bufonivora* Moniez, 1876 (Diptera; Calliphoridae) en la península ibérica. *Boletín de la Asociación Española de Entomología*, 36(3-4): 433–438.
- Díez de Salazar, A., Gosá, A., Rubio, X. & Díaz, B. 2012. *Lucilia bufonivora*, díptero parásito de anuros, en la Selva de Irati (Navarra). *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 23(1): 27–29.
- Fernández, J.M^a. & Ruz de Azúa, N. 2007. Insectos parásitos de ranas y sapos. *Quercus*, 261: 48.
- Gil, M., Martínez de Pancorbo, M. & Saloña, M.I. 2014. Confirmación de la presencia de *Lucilia bufonivora* (Diptera, Calliphoridae) en la Comunidad Autónoma del País Vasco (Norte de España). *Boletín de la Asociación Española de Entomología*, 38(1-2): 25–31.
- Gosá, A., Rubio, X., Etxaniz, M., Luengo, A., García-Cardenete, L. & Océn, M. 2009. Probables casos de parasitismo de *Lucilia bufonivora* (Diptera: Calliphoridae) en anuros del norte ibérico. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 20: 113–117.
- Potes, M^a.E. & Tejado, C. 2003. Herpetofauna: anfibios. 133–156. In: Fernández, J.M. (coord.). *Estudio faunístico del Parque Natural de Gorbeia. Fauna de vertebrados (excepto quirópteros)*. Diputación Foral de Álava. Vitoria-Gasteiz.
- Rognes, K. 1980. The blow-fly genus *Lucilia* Robineau-Desvoidy (Diptera: Calliphoridae) in Norway. *Fauna Norvegica, Series B*, 27: 39–52.
- Saloña, M.I., Moneo, J. & Díaz, B. 2009. Estudio sobre la distribución de califóridos (Diptera: Calliphoridae) en la Comunidad Autónoma del País Vasco. *Boletín de la Asociación Española de Entomología*, 33(1-2): 63–89.
- Tantawi, T.I. & Whitworth, T. 2014. First record of *Lucilia bufonivora* Moniez, 1876 (Diptera: Calliphoridae) from North America and key to North American species of the *L. bufonivora* species group. *Zootaxa* 3881 (2): 101–124.

Pauta defensiva de vibración de la cola en *Zamenis longissimus*

Alberto Gosá & Iñaki Sanz-Azkue

Departamento de Herpetología. Sociedad de Ciencias Aranzadi. Cl. Zorroagaina, 11. 20014 Donostia-San Sebastián. España.
C.e.: agosa@aranzadi.eus

Fecha de aceptación: 22 de junio de 2023.

Key words: Aesculapian snake, antipredator behaviour, escape behaviour, snake, Spain, tail vibration.

Los animales han desarrollado adaptaciones muy diversas para defenderse del ataque de potenciales depredadores: de defensa mecánica, como el aumento de tamaño o la presencia de cutículas y caparazones; relacionadas con dispositivos fisiológicos, como la

autotomía de partes del cuerpo; de naturaleza química, como la producción y excreción de sustancias tóxicas o desagradables. La huida, la cripsis, los diversos tipos de mimetismo o el refugio en determinados ambientes o momentos del ciclo diario (hábito nocturno),

dificultan la localización del animal por su potencial depredador. Contrariamente, el aposematismo, el comportamiento de amenaza o de distracción, o el agrupamiento de los individuos son estrategias que, con el mismo objetivo defensivo, hacen más conspicua la presencia del individuo en el medio (Edmunds, 1974; Endler, 1986).

Los reptiles participan de algunos de los mecanismos expuestos (Greene, 1988). En los ofidios ibéricos se han descrito patrones más o menos compartidos por algunas especies que abarcan la huida, el ataque directo o su amago, el enroscamiento, la expulsión por la cloaca de contenidos de olor desagradable, el bufido, el aumento del volumen de partes del cuerpo, la triangulación de la cabeza, el aposematismo, el mimetismo batesiano y la tanatosis (véase Salvador, 2014). Además, una adaptación sofisticada en reptiles como respuesta defensiva a potenciales depredadores es la vibración de la cola, que puede desviar la atención de éstos hacia las partes menos vulnerables de la presa o avisar de su peligrosidad (Deshmukh *et al.*, 2020). La vibración de colas es omnipresente en ofidios de la familia Viperidae y común en Colubridae, estando también presente, entre otras, en Typhlopidae, Aniliidae, Elapidae y Boidae (Lazell, 1988; Greene, 1973), principalmente en formas neárticas y neotropicales (Allf *et al.*, 2016).

En las serpientes de cascabel (Crotalinae, pertenecientes a Viperidae) la vibración de la cola es una pauta defensiva común, consistente en el rápido traqueteo de un sonajero formado por adición de anillos de queratina remanentes de las sucesivas mudas de piel. Muchas de las especies de Colubridae con este comportamiento no son venenosas, ni portan sonajero en la cola, por lo que se ha sugerido que la capacidad de hacer vibrar la cola como pauta



Figura 1: Pauta de ataque, con la boca abierta, en el ejemplar de *Zamenis longissimus* observado con vibración de cola en Jaitzobia (Gipuzkoa).

defensiva precede a la adquisición del sonajero (Lombardo *et al.*, 2022). A diferencia de las serpientes de cascabel, que mantienen en vertical el sonajero cuando lo hacen vibrar, las especies de las restantes familias mueven la cola horizontalmente, sobre el suelo, pudiendo producir ruido por rozamiento con el sustrato, por ejemplo en presencia de hojarasca seca.

La vibración de la cola como señal defensiva también se ha registrado en Colubridae paleárticas. En *Zamenis longissimus* está documentada en Bulgaria, Italia y Francia (Dyugmedzhiev, 2020; Di Nicola *et al.*, 2021; Lombardo *et al.*, 2022), y se ha sugerido que utiliza este comportamiento como último recurso frente a un potencial depredador, cuando ya no tiene posibilidad de escape. De esta manera, desvía la atención del atacante hacia zonas no críticas del cuerpo, como la cola (Dyugmedzhiev, 2020). En otras especies congénicas,

como *Zamenis situla* (Speybroeck *et al.*, 2016; Polyakova *et al.*, 2019) y *Zamenis lineatus* (Di Nicola *et al.*, 2022) también se ha descrito la vibración de la cola, en la primera de estas especies relacionada con la reproducción.

En la presente nota se describen las primeras observaciones de vibración de la cola en España para *Z. longissimus*. Una de ellas, de un adulto localizado el 16 de mayo de 2023, a las 15:00 horas, con 15° C de temperatura ambiental, en Jaizubia (Hondarribia, Gipuzkoa) (30T WN594022; 4798849; 61 msnm), en un herbazal insolado junto a una piscina en desuso, próxima a una regata con bosque de ribera. El día de la observación se presentó con nubes y claros, con predominio de estos últimos, y la radiación solar fue de 963 W/m². Los datos se obtuvieron de la estación meteorológica de tipo A de Euskalmet, localizada en el Faro de Higuier (Hondarribia), a unos 7,300 km de distancia en línea recta al punto de observación.

Avistado el ejemplar, cuando inició el movimiento de huida fue capturado con un rastrollo de jardinero y depositado en el mismo lugar donde fue inicialmente observado. En todo este tiempo no presentó vibración de la cola. Al acercarse el observador para tomar fotos, el ejemplar hizo amagos de ataque hasta que abrió la boca en actitud amenazante (Figura 1), al mismo tiempo que inició la vibración de la cola, que duró unos cinco segundos (http://www.herpetologica.org/BAHE/videos/VID-20230516-vibracion_cola_Zamenis_longissimus.mp4) sin producir ruido por rozamiento con la hierba. Acto seguido el ejemplar escapó, siendo seguido por el observador con intención de filmarle, momento en que se giró y lanzó un último ataque con la boca abierta. Dos días después, con tiempo nublado y una radiación solar de 363 W/m², se volvió a

observar un ejemplar en la misma zona a las 9:30 horas, con una temperatura ambiental de 14,3° C, y que pudo ser el mismo, escapando directamente ante la presencia del observador. En esta misma época (mediados de mayo) del año precedente (2022), el mismo observador tuvo un encuentro en la misma zona con un adulto de la especie, que podía ser también el mismo, y que mostró igualmente la misma conducta de vibración de la cola.

Las observaciones registradas en Jaizubia (Hondarribia) aportan nuevos datos sobre esta pauta defensiva en el género *Zamenis*, ampliando su rango geográfico a la población ibérica de *Z. longissimus* y sugiriendo que la vibración de la cola puede ser un comportamiento utilizado con relativa frecuencia por esta especie. Dado que no presenta parecido con serpientes venenosas, se ha sugerido que este comportamiento tiene como objeto fijar la atención del depredador en una parte del cuerpo no vulnerable (Lombardo *et al.*, 2022). En diversos casos la vibración de la cola en esta especie se ha registrado cuando la serpiente estaba siendo manipulada, tras su captura, cesando en su comportamiento una vez liberada de las manos del observador (Dyugmedzhiev, 2020; Lombardo *et al.*, 2022). En el primero de los casos aquí descritos la serpiente no produjo vibración de la cola cuando fue capturada y manipulada, y sólo lo hizo cuando, una vez liberada, sintió la amenaza del observador al acercarse éste para fotografiarla, momento en el que se produjo la huida.

Mori & Burghardt (2004) revisaron 24 artículos publicados sobre los efectos de la temperatura en la conducta antidepredatoria de colúbridos, algunos crotalinos y un elárido, destacando que el escape fue la respuesta predominante a altas temperaturas, seguida de la amenaza. Los estudios no registraron la conducta de escape a bajas temperaturas. Habién-

dose realizado los registros de la radiación solar en los dos casos de esta nota en una estación meteorológica distante varios kilómetros del lugar, su interpretación en cuanto a su influencia sobre la conducta defensiva debe realizarse con prudencia. Si bien ambas observaciones fueron coincidentes en temperatura ambiental, variaron notablemente en horario e incidencia de radiación solar y, en parte, también en respuesta defensiva. En la fecha con predominio de nubes, con alta incidencia de radiación acumulada a lo largo del día, la serpiente vibró la cola y desarrolló pautas de amenaza y ataque una vez liberada, mientras que en día nublado, con baja incidencia de radiación, la serpiente respondió directamente con la huida. Ambos casos añaden pautas diferenciadas de las recogidas en la literatura, especialmente el segun-

do, en el que se produjo la huida sin calentamiento previo del sustrato, y previsiblemente con el animal lejos de su rango de preferencia de temperatura corporal, que Lelièvre *et al.* (2010) cifran entre 21,5 y 25,5° C. En futuras posibles aportaciones sobre las pautas defensivas en *Z. longissimus* se debería prestar especial atención a las variables ambientales como desencadenantes de dicho comportamiento. En serpientes europeas tan sólo se ha investigado la dependencia térmica de la respuesta antipredatoria en el género *Natrix* (véase revisión en Mori & Burghardt, 2004).

AGRADECIMIENTOS: A. Errazkin y N. Arrieta filmaron el comportamiento de vibración de la cola y aportaron los datos de la observación. J.M. Pleguezuelos y X. Santos introdujeron mejoras sustanciales con sus comentarios a la nota.

REFERENCIAS

- Allf, B.C., Durst, P.A.P. & Pfennig, D.W. 2016. Behavioral plasticity and the origins of novelty: the evolution of the rattlesnake rattle. *The American Naturalist*, 188(4): 475–483.
- Deshmukh, R.W., Deshmukh, S.A., Badhekar, S.A., Katgube, S., Bhondawe, S. & Shete, R. 2020. Tail-vibrating behavior in an indian egg-eater (*Boiga westermanni*), common catsnake (*Boiga trigonata*), banded kukri (*Oligodon arnensis*), and common wolfsnake (*Lycodon aulicus*) from India. *IRCF Reptiles & Amphibians*, 27(1): 68–70.
- Di Nicola, M.R., Parrini, N., Meier, G. & Faraone, F.P. 2021. *Coronella austriaca* (Smooth Snake) and *Zamenis longissimus* (Aesculapian Snake). *Defensive Behavior. Herpetological Review*, 52(2): 419.
- Di Nicola, M.R., Russo, V.G., Senese, A., Colnaghi, S. & Faraone, F.P. 2022. First records of defensive tail vibration in the italian aesculapian snake, *Zamenis lineatus* (Camerano, 1891). *Herpetology Notes*, 15: 233–236.
- Edmunds, M. 1974. Defence in animals: a survey of anti-predator defences. Longman, Burnt Mill. UK.
- Endler, J.A. 1986. Defense against predators. In: Feder, M.E. & Lauder, G.V. (eds.). *Predator-Prey Relationships: Perspectives and Approaches from the Study of Lower Vertebrates*. 109–134. The University of Chicago Press. Chicago. USA.
- Greene, H.W. 1973. Defensive tail display by snakes and amphisbaenians. *Journal of Herpetology*, 7: 143–161.
- Greene, H.W. 1988. Antipredator mechanisms in reptiles. In: Gans, C. & Huey, R.B. (eds.). *Biology of the Reptilia*, vol. 16. *Biology B: Defense and Life History*. 1–152. John Wiley & Sons. New York. USA.
- Lazell, J.D. 1988. Life history notes: *Typhlops braminus* (Brahminy Blind Snake). *Rattling. Herpetological Review*, 19(4): 85.
- Lelièvre, H., Blouin-Demers, G., Bonnet, X. & Lourdais, O. 2010. Thermal benefits of artificial shelters in snakes. A radiotelemetric study of two sympatric colubrids. *Journal of Thermal Biology*, 35(7): 324–331.
- Lombardo, S., Patau, L. & Bonnet, X. 2022. Nouvelles mentions d'un comportement défensif de vibration de la queue chez la Couleuvre d'Esculape *Zamenis longissimus*. *Bulletin de la Société Herpétologique de France*, 2022(6). <<https://hal.science/hal-04048879>>.
- Mori, A. & Burghardt, G.M. 2004. Thermal effects on the antipredator behaviour of snakes: a review and proposed terminology. *Herpetological Journal*, 14: 79–87.
- Naulleau, G. 1989. Étude biotéléométrique des déplacements et de la température chez la couleuvre d'Esculape *Elaphe longissima* (Squamata, Colubridae) en zone forestière. *Bulletin de la Société Herpétologique de France*, 52: 45–53.
- Polyakova, E.A., Korshunov, I.S., Popovskaya, S.P. & Kukushkin, O.V. 2019. Captive breeding of two colubrid species – *Zamenis situla* and *Elaphe sauromates* (Serpentes: Colubridae) and their reproductive biology in the Crimea. *Russian Journal of Herpetology*, 26(6): 354–366.
- Salvador, A. (coord.). 2014. *Reptiles, 2ª edición, revisada y aumentada*. In: Ramos, M.A. *et al.* (eds.). *Fauna Ibérica*, vol. 10. Museo Nacional de Ciencias Naturales. CSIC. Madrid.
- Speybroeck, J., Beukema, W., Bok, B. & Voort, J.V.D. 2016. *Field guide to the amphibians and reptiles of Britain and Europe*. Bloomsbury Publishing. London. UK.

Mauremys leprosa consumiendo carroña de *Ciconia ciconia* y alimentándose de frutos de *Crataegus monogyna*

Juan Miguel de la Fuente

Pandion Estudios de Fauna y Medio Ambiente. Cl. La Patria Chica, S. 41710 Utrera. Sevilla. España. C.e.: juanmidelafuente@hotmail.es

Fecha de aceptación: 3 de julio de 2023.

Key words: behavior, scavenging, Spanish pound turtle, terrapin, trophic ecology.

La dieta del galápago leproso (*Mauremys leprosa*) es omnívora y muy variada, si bien los jóvenes suelen ingerir mayor cantidad de materia animal, mientras que los adultos aumentan el consumo de materia de origen vegetal (Keller, 1997; Keller & Busack, 2001). En la península ibérica los estudios indican que la dieta de este animal es muy flexible, siendo un gran oportunista y aprovechando, en ocasiones, el recurso más abundante del momento. Se conocen casos de galápago leproso consumiendo frutos de plantas terrestres, como *Ficus carica* (Villarán & Domínguez, 2017), y otros en los que habían consumido reptiles

como *Natrix maura* (Domínguez & Villarán, 2008), aves como *Turdus merula* (Villarán & Domínguez, 2017), invertebrados acuáticos como *Procambarus clarkii* y larvas de varias especies de anfibios (Díaz-Paniagua *et al.*, 2015).

Durante la realización de un estudio sobre los usos del espacio aéreo de las aves, para la adecuación de una línea de alta tensión, el 16 de julio de 2021 se observó en el río Jerte el cadáver reciente de una cigüeña blanca (*Ciconia ciconia*) (739758; 4437337; 258 msnm), en el término municipal de Plasencia, provincia de Cáceres (Extremadura,



Figura 1: *Mauremys leprosa* arrancando trozos de carne y plumas de un cadáver de *Ciconia ciconia*.

Foto Juan M. de la Fuente



Figura 2: *Mauremys leprosa* comiendo fruto de *Crataegus monogyna*.

España). A las 13:30 horas varios galápagos leprosos (*Mauremys leprosa*) y americanos (*Trachemys scripta*) se encontraban cerca del cuerpo del ave y empezaron a alimentarse de él (véanse Figura 1 y video 1: [http://www.herpetologica.org/BAHE/videos/BAHE34\[1156\]_video1.mp4](http://www.herpetologica.org/BAHE/videos/BAHE34[1156]_video1.mp4)), arrancando plumas e incluso ingiriéndolas, para poder acceder a la carne. Los días 17, 21, 22 y 26 de julio se visitaron de nuevo los restos del ave, comprobándose que iban disminuyendo a medida que los quelonios los iban consumiendo. Además, el 26 de julio uno de estos galápagos leprosos, tras comer de la cigüeña grandes trozos de carne durante unos 30 minutos, se acercó a la orilla y, desde el

agua, comenzó a consumir frutos de majuelo (*Crataegus monogyna*) que colgaban de las ramas sobre el río (véanse Figura 2 y video 2: [http://www.herpetologica.org/BAHE/videos/BAHE34\[1156\]_video2.mp4](http://www.herpetologica.org/BAHE/videos/BAHE34[1156]_video2.mp4)).

Los datos proporcionados por estas observaciones, donde se comprueba la ingesta de carroña, plumas y frutos, amplían el conocimiento previo descrito en la bibliografía sobre la plasticidad trófica de esta especie. Se reafirma la capacidad de aprovechamiento de diversos recursos tróficos en una misma ubicación espacial, lo que junto, a los datos y publicaciones futuras, ayudarán a definir y comprender mejor la dieta y ecología trófica del galápagos leproso en la península ibérica.

REFERENCIAS

- Díaz-Paniagua, C., Andreu, A.C. & Keller, C. 2015. Galápagos leproso - *Mauremys leprosa*. In: Salvador, A., Marco, A. (eds.). *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. <<http://www.vertebradosibericos.org/>>.
- Domínguez, J. & Villarán, A. 2008. Primera cita de *Natrix maura* en la dieta de *Mauremys leprosa*. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 19: 37–38.
- Keller, C. 1997. *Ecología de poblaciones de Mauremys leprosa y Emys orbicularis en el Parque Nacional de Doñana*. Tesis doctoral. Universidad de Sevilla. Sevilla.
- Keller, C. & Busack, S.D. 2001. *Mauremys leprosa* (Schweigger, 1812) - Maurische Bachschildkröte. 57–88. In: U. Fritz (ed.). *Handbuch der Reptilien und Amphibien Europas*. Schildkröten (Testudines). I. Aula. Wiebelsheim.
- Villarán, A. & Domínguez, J. 2017. Fuentes alimenticias de temporada y oportunismo en *Mauremys leprosa*: primera cita de *Ficus carica* y *Turdus merula* en su dieta. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 28(1): 46–48.

Intentos de depredación sobre dos especies de murciélagos por *Pelophylax perezi* en la península ibérica

Jorge Sánchez-Balibrea, Sarah Díaz-García & Ángel Guardiola-Gómez

ANSE. Pl. Pintor José María Párraga, 11. Bajo. 30002 Murcia. España. C.e.: araar@asociacionanse.org

Fecha de aceptación: 22 de septiembre de 2023.

Key words: amphibia, chiroptera, predator, prey.

Los anfibios pueden ejercer como depredadores de quirópteros, especialmente en áreas tropicales o subtropicales (Mikula, 2015). Este autor recopiló 37 incidentes involucrando a 14 especies diferentes de anuros, de los cuales sólo tres casos tuvieron lugar en Europa: uno con *Bufo viridis* en Rusia (Denisova, 2004), otro con *Rana esculenta* en Eslovaquia (Országhová *et al.*, 2003) y finalmente un caso con *Rana* sp. en Francia (Leblanc, 2005). También se conoce, en zonas templadas, un caso reciente en Canadá que implicó a *Lithobates clamitans* y *Eptesicus fuscus* (Webster *et al.*, 2021). En Brasil se había descrito la depredación oportunista por parte del anuro *Leptodactylus vastus* sobre murciélagos atrapados en redes (Leite Filho *et al.*, 2014). Otros depredadores como *Genetta genetta* llegan a consumir los murciélagos cavernícolas enredados en redes durante sesiones de seguimiento (Mas *et al.*, 2015). Este fenómeno de depredación oportunista sobre murciélagos atrapados en redes también ha sido registrado en otros carnívoros, marsupiales, quirópteros depredadores y rapaces nocturnas en diferentes puntos del planeta (Serra-Gonçalves *et al.*, 2017).

En la presente nota se describen dos intentos de depredación por parte de rana verde ibérica (*Pelophylax perezi* Seoane, 1885). El primer evento implicó a un ejemplar de orejudo gris (*Plecotus austriacus* Fischer, 1829) y tuvo lugar el 15/8/2020 en Puerto Alto (Moratalla, Murcia) (coordenadas

563875; 4215297; 1430 msnm). El segundo evento registrado afectó a un murciélago de Cabrera (*Pipistrellus pygmaeus* Leach, 1825) y tuvo lugar el 5/08/2023 en Hoya Lóbrega (Moratalla, Murcia) (coordenadas 575501; 4222910; 1530 msnm). Los dos intentos de depredación tuvieron lugar durante sesiones de muestreo de murciélagos donde se utilizaron redes sobre bebederos, lo que limitaba las posibilidades de huida de las presas. En ambos casos los murciélagos se encontraban enredados en la bolsa más próxima al agua, lo que facilitó a las ranas las capturas. En el primer caso, la rana sólo consiguió retener con las mandíbulas al murciélago, quedando suspendida de la red, ya que a las dificultades de extracción del cuerpo enredado se sumó el tamaño medio de la presa (peso del ejemplar implicado: 9,2 g). En el segundo caso registrado, la rana sí consiguió introducir al murciélago completamente en su boca, ya que se trataba de una especie de pequeño tamaño (peso del ejemplar implicado: 4,1 g). No obstante, la red, que también rodeaba completamente el cuerpo del murciélago impidió que fuese engullido. En ambos casos, la rápida intervención de los ejecutores del muestreo, que controlaban de continuo las redes con visor térmico, evitó la muerte de los ejemplares afectados, que fueron liberados sin lesiones aparentes tras ser examinados detenidamente. Téngase en cuenta que en el periodo 2019-

2023 el equipo redactor de la presente nota ha capturado en bebederos 870 individuos de diversas especies de murciélagos y sólo el 0,2 % de ellos se han visto implicados en intentos de depredación por parte de ranas. Aun así, la captura por parte de ranas supuesto, tras la inmersión, la causa más frecuente de accidente potencialmente mortal para los murciélagos durante los muestreos desarrollados en puntos de agua.

El consumo ocasional de vertebrados por la rana verde ibérica ha sido registrado anteriormente y se conocía la captura de peces, aves, anfibios y reptiles (Egea-Serrano, 2014), pero no había registros previos sobre murciélagos. Por la razón anterior, estos registros representarían los primeros casos constatados de intentos de depredación de rana verde ibérica sobre especies de murciélagos. En la zona de estudio se ha descrito una significativa correlación positiva entre el tamaño de la rana y el de la presa (Jover, 1989; Hódar *et al.*, 1990) y precisamente en ambos casos se trataba de ejemplares de gran tamaño, habituales en cuerpos de agua

Foto Ángel Guardiola



Figura 1: Estación de muestreo de quirópteros donde se produjo uno de los intentos de depredación.

permanentes de montaña. Teniendo en cuenta el uso intenso que realizan los murciélagos durante el verano de los cuerpos de agua como zonas de caza y como bebedero, así como la abundancia de ranas de gran tamaño en esos mismos puntos, no resulta descartable que la captura de murciélagos se produzca de forma ocasional también en condiciones naturales.

REFERENCIAS

- Denisova, E.B. 2004. Vertebrates as enemies of bats (en ruso). *Scientific notes of Taurida National V.I. Vernadsky University, Series "Biology and Chemistry"*, 17: 212–215.
- Egea-Serrano, A. 2014. Rana común - *Pelophylax perezi*. In: Salvador, A., Martínez-Solano, I. (eds.). *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. <<http://www.vertebradosibericos.org>>.
- Hódar, J.A., Ruiz, I. & Camacho, I. 1990. La alimentación de la rana común (*Rana perezi* Seoane, 1885) en el sureste de la Península Ibérica. *Miscellanea Zoologica*, 14: 145–153.
- Jover, L. 1989. *Nuevas aportaciones a la tipificación trófica poblacional: el caso de Rana perezi en el Delta del Ebro*. Tesis Doctoral. Universidad de Barcelona. Barcelona.
- Leblanc, F. 2005. Case of predation of a bat by a frog (genus *Rana*) in Creuse (Limousin, France). *Rhinolophe*, 17: 29.
- Leite Filho, E., Feijó, A. & Rocha, P.A. 2014. Opportunistic predation on bats trapped in mist nets by *Leptodactylus vastus* (Anura: Leptodactylidae). *Biotemas*, 27(3): 205–208.
- Mas, M., López-Baucells, A. & Arrizabalaga, A. 2015. Predation on bats by genet *Genetta genetta* (Linnaeus, 1758): a review. *Barbastella, Journal of Bat Research*, 8(1): 5–11. <<http://dx.doi.org/10.14709/BarBJ.8.1.2015.03>>.
- Mikula, P. 2015. Fish and amphibians as bat predators. *European Journal of Ecology*, 1(1): 71–80.
- Országhová, Z., Mikulíček, P. & Pachinger, K. 2003. Whiskered bat (*Myotis mystacinus*) as a prey of the edible frog (*Rana esculenta*). *Biologia-Bratislava*, 58: 291–291.
- Serra-Gonçalves, C., López-Baucells, A. & Rocha, R. 2017. Opportunistic predation of a silky short-tailed bat *Carollia brevicauda* by a tawny-bellied screech-owl *Megascops watsonii*, with a compilation of predation events upon bats entangled in mist-nets. *Journal of Bat Research and Conservation*, 10: 41–46.
- Webster, J.J., Bunt, C.M. Jacobson, B. & Vilella, F. 2021. Predation of a brown bat (Vespertilionidae) by a Green Frog (*Lithobates clamitans*) in Ontario, Canada. *Canadian Field-Naturalist*, 135(1): 58–60. <<https://doi.org/10.22621/cfn.v135i1.2579>>.

Even darker: a case of complete melanism in *Podarcis pityusensis* from Na Gorra Island (Ibiza)

Ferran de la Cruz

CIBIO Research Centre in Biodiversity and Genetic Resources. InBIO. Campus de Vairão. Universidade do Porto. 4485-661 Vairão. Portugal. C.e.: delacruz.ferran@gmail.com

Fecha de aceptación: 21 de septiembre de 2023.

Key words: coloration, lizard, melanin, pigmentation.

RESUMEN: La pigmentación oscura de un animal producida por un exceso de melanina se conoce como melanismo. Existen varias poblaciones melánicas de lagartija de las Pitiusas (*Podarcis pityusensis*) en algunos islotes de Ibiza. Sin embargo, esta melanización no es completa porque los individuos presentan vientres y gargantas de color azul ultravioleta. En la presente nota se describe un caso de melanismo completo en un individuo de la isla de Na Gorra (Ses Bledes, Ibiza).

Melanism refers to the expression of high levels of melanin that results in dark pigmentation of the skin or other tissues. Within species, melanism can be found as discrete differences between individuals within a population (intraspecific polymorphism) or as a continuous color variation (True, 2003). Melanism is widespread in the animal kingdom, but it is more frequent in ectotherms, where it may serve several functions (Clusella-Trullas *et al.*, 2007). The so-called “thermal melanism hypothesis” is one of the most well-known hypotheses, which postulates that dark pigmentation has an adaptive advantage in cool climates because dark individuals heat up faster and can maintain a higher temperature (Watt, 1968; Clusella-Trullas *et al.*, 2008). However, melanism is also common in other environments, such as Mediterranean islands (Kramer, 1949; Eisentraut, 1954), where climatic conditions are dry and hot.

The Ibiza wall lizard (*Podarcis pityusensis*) is an endemic species of the Balearic Islands of Ibiza and Formentera and more than 30 surrounding islets. There is high variation in coloration between populations, and some islets harbor melanic populations of lizards

(Cirer & Martínez-Rica, 1990; Buades *et al.*, 2013). However, melanism is not complete because green and blue can be observed underneath the dorsal black and the ventral region exhibits UV-blue colorations (Buades *et al.*, 2013). While blue coloration is considered as a form of melanism by some authors (Raia *et al.*, 2010), it arises from the interaction between melanophores and iridophores, and is therefore different from the production of melanin itself (Bagnara *et al.*, 2007).

On the 19th April 2023, while carrying out field work in Na Gorra Island (Ses Bledes, Ibiza, Spain; UTM 31S X341051 / Y4314832), we found a completely melanic female of *P. pityusensis* (SVL = 70 mm, mass = 8.57 g). The lizard belongs to the subspecies *P. pityusensis maluquerorum*, characterized by highly melanic colorations as mentioned above (Salvador, 2015). However, this melanization is barely described and mainly based on dorsal coloration (Mertens, 1921), while information about ventral coloration is scarce and only reported as light or dark blue (Buades *et al.*, 2013). In fact, this subspecies is composed by seven insular populations (Salvador,

Figure 1: Dorsum and ventrum of the complete melanic female of *Podarcis pityusensis* from Na Gorra.

Figura 1: Dorso y vientre de la hembra melánica completa de *Podarcis pityusensis* de Na Gorra.



2015), which are very different in coloration and the degree of melanization (de la Cruz, personal observation). On the contrary, the individual we found was completely melanic, with no green and blue colors in the dorsum and all the ventral region covered by black (Figure 1). As far as we know, this is the first description of a completely melanic individual for this species.

Cases of “complete” melanism have been described in many other lizard species (see Reina *et al.* (2017) for a review in the genus *Podarcis*). However, many of these descriptions are only based on the dorsal coloration and ignore the melanization of the outer-ventral scales (usually with UV-blue patches) and the ventral surface (Mertens, 1921; Ikočić & Gvozdenović, 2014; Reina *et al.*, 2017). On the other hand, some studies have identified other colorations than black in the ventral region, but still describe the individuals as

melanic only according to the dorsal surface (Castilla, 1984; Pérez-Mellado, 1984; Domeneghetti *et al.*, 2016; Reina *et al.*, 2017). Only a few studies have reported completely black coloration both in the dorsum and ventrum (Zaldívar, 1991; García-Muñoz *et al.*, 2011; Kornilev *et al.*, 2018). Nevertheless, very dark blue colorations still can reflect the UV and thus a complete ventral melanism only can be assessed through UV lenses or spectrophotometry (Pérez de Lanuza & Font, 2010). This female we found, contrary to normal individuals of this population, was not reflecting any UV coloration in the ventrum (Figure 2), so we are absolutely sure about its complete melanization.

The potential consequences of the complete melanization of this individual are difficult to argue, since we do not know if the complete black dorsum and the typical dark one of this population are different in terms

Photo R. García Roa

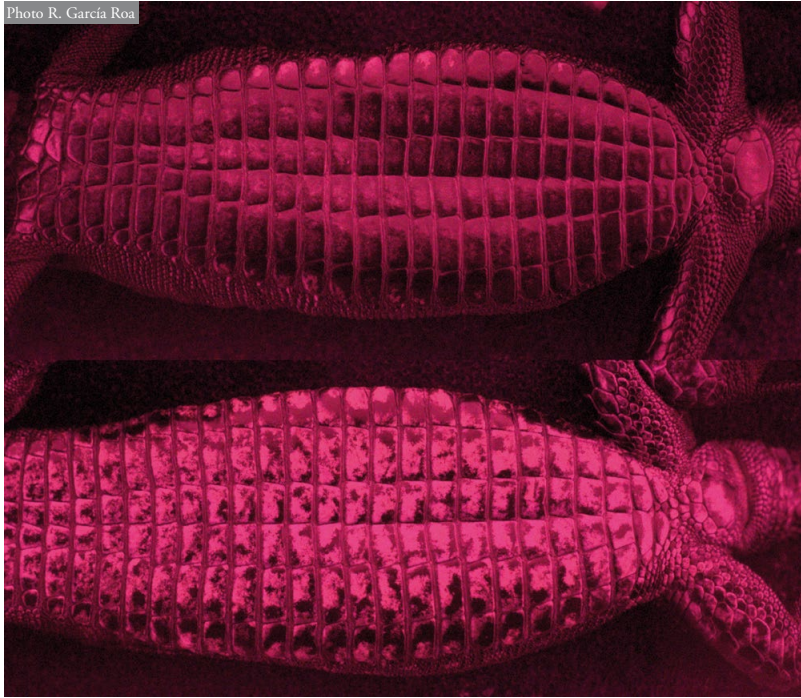


Figure 2: Ventrum of the complete melanistic female (top) and a normal female (bottom) of *Podarcis pityusensis* from Na Gorra in the ultraviolet spectrum. Note that bright pink colorations are indicative of high UV reflectance.

Figura 2: Vientre de la hembra melánica completa (arriba) y una hembra normal (abajo) de *Podarcis pityusensis* de Na Gorra en el espectro ultravioleta. Las coloraciones rosas brillantes indican mayor reflectancia en el ultravioleta.

of thermoregulation, radiation protection, crypsis, or other biological aspects. Additionally, the communicative role of the ventral coloration of *Podarcis* lizards is not compelling yet (Abalos *et al.*, 2020), so we ignore the potential effects of the loss of the UV-blue coloration in this individual. Nonetheless, the publication of cases like this can contribute to future studies addressing some of the remaining unanswered questions about melanism and the ventrum role in lizards' communication. Additionally, this note hi-

ghlights the importance of objective color measuring techniques when dealing with animal coloration.

ACKNOWLEDGEMENTS: FDL is supported by a PhD fellowship from Fundação para a Ciência e a Tecnologia (2022.14105.BD; Ministério da Educação e Ciência, Portugal). Permits were provided by the Conselleria de Medi Ambient i Territori del Govern de les Illes Balears (SEN 22/23, GOIBE782818/2022). I thank R. García for his help with fieldwork, the provision of the photos, and his comments of this note.

REFERENCES

- Abalos, J., Pérez i de Lanuza, G., Bartolomé, A., Liehrmann, O., Laakkonen, H., Aubret, F., Uller, T., Carazo, P. & Font, E. 2020. No evidence for differential sociosexual behavior and space use in the color morphs of the European common wall lizard (*Podarcis muralis*). *Ecology and Evolution*, 10: 10986–11005.
- Bagnara, J.T., Fernandez, P.J. & Fujii, R. 2007. On the blue coloration of vertebrates. *Pigment Cell Research*, 20(1): 14–26.
- Buades, J.M., Rodríguez, V., Terrasa, B., Pérez-Mellado, V., Brown, R.P., Castro, J.A., Picornell, A. & Ramon, M.M. 2013. Variability of the *mc1r* gene in melanistic and non-melanistic *Podarcis lilfordi* and *Podarcis pityusensis* from the Balearic Archipelago. *PLOS ONE*, 8(1): 1–9.
- Castilla, A.M. 1994. A case of melanism in a population of the insular lizard *Podarcis hispanica atrata*. *Bolleti de la Societat d'Història Natural de les Balears*, 37: 175–179.

- Cirer, A.M. & Martínez-Rica, J.P. 1990. The polymorphism of *Podarcis pityusensis* and its adaptive evolution in Mediterranean isles. *Herpetological Journal*, 1(10): 465–473.
- Clusella-Trullas, S., van Wyk, J.H. & Spotila, J.R. 2007. Thermal melanism in ectotherms. *Journal of Thermal Biology*, 32(5): 235–245.
- Clusella-Trullas, S., Terblanche, J.S., Blackburn, T.M. & Chown, S.L. 2008. Testing the thermal melanism hypothesis: a macrophysiological approach. *Functional Ecology*, 22(2): 232–238.
- Domeneghetti, D., Mondini, S. & Bruni, G. 2016. Melanism and pseudo-melanism in the Wall Lizard, *Podarcis muralis* Laurenti, 1768 (Reptilia: Lacertidae) in central Italy. *Herpetology Notes*, 9: 307–309.
- Eisentraut, M. 1954. Der Inselmelanismus der Eidechsen und seine Entstehung im Streit der Meinungen. *Zoologischer Anzeiger*, 152: 317–321.
- García-Muñoz, E., Gomes, V. & Carretero, M.A. 2011. Un caso de melanismo en *Podarcis hispanica* (sensu lato). *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 22: 84–86.
- Iković, V. & Gvozdenović, S. 2014. A record of melanistic viviparous lizard *Zootoca vivipara* (Lichtenstein, 1823) (Squamata, Lacertidae) on Prokletije Mountain, Montenegro. *HYLA: Herpetological Bulletin*, 2014(2): 41–44.
- Kornilev, Y.V., Popgeorgiev, G., Vacheva, E. & Tzankov, N. 2018. First records of melanism (including in tail bifurcation) of lacertid lizards (Reptilia: Lacertidae) in Bulgaria. *North-Western Journal of Zoology*, 14(1): 142–144.
- Kramer, G. 1949. Über Inselmelanismus bei Eidechsen. *Zeitschrift für Induktive Abstammungs- und Vererbungslehre*, 83: 157–164.
- Mertens, R. 1921. Eine neue Eidechse von den Pityusen. *Sencckenbergiana*, 3: 142–146.
- Pérez i de Lanuza, G. & Font, E. 2010. Lizard blues: blue body colouration and ultraviolet polychromatism in lacertids. *Revista Española de Herpetología*, 24: 67–84.
- Pérez-Mellado, V. 1984. Sobre un ejemplar melánico de *Podarcis hispanica* (Steindachner, 1870). *Doñana: Acta Vertebrata*, 11: 320–321.
- Raia, P., Guarino, F.M., Turano, M., Polese, G., Rippa, D., Carotenuto, F., Monti, D., Cardi, M. & Fulgione, D. 2010. The blue lizard spandrel and the island syndrome. *BMC Evolutionary Biology*, 10: 1–16.
- Reina, V., Spadola, F., Morici, M., Sgroi, P. & Marcianò, A. 2017. Four cases of complete melanistic Italian wall lizard (*Podarcis siculus* - Rafinesque-Schmaltz, 1810) in southern Italy and Sicily Island. *Russian Journal of Herpetology*, 24(1): 63–68.
- Salvador, A. 2015. Lagartija de las Pitiusas - *Podarcis pityusensis*. In: Salvador, A., Marco, A. (eds.). *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Museo Nacional de Ciencias Naturales. Madrid.
- True, J.R. 2003. Insect melanism: the molecules matter. *Trends in Ecology & Evolution*, 18(12): 640–647.
- Watt, W.B. 1968. Adaptive significance of pigment polymorphisms in *Colias* butterflies. I. Variation of melanin pigment in relation to thermoregulation. *Evolution*, 22(3): 437–458.
- Zaldívar, C. 1991. Hallazgo de un individuo melánico de *Podarcis muralis* (Laurenti, 1768). *Zubia*, 9: 23–24.

Melanismo en *Triturus marmoratus* de una galería industrial abandonada de la comarca del Bierzo (León)

Alfonso Esquivel¹, José Eduardo Nieto² & Emilio De la Calzada³

¹ Fundación Ciudad de la Energía – CIUDEN, F.S.P. Cl. de la Energía, s/n. 24404 Ponferrada. León. España. C.e.: alfonsoesquivel@ciuden.es

² Cl. Alameda baja, 8. 1º B. 24500 Villa Franca del Bierzo. León. España.

³ Cl. La montaña, 6. 24546 San Miguel de Arganza. León. España.

Fecha de aceptación: 11 de octubre de 2023.

Key words: Marbled newt, melanism, pigmentary alteration.

El melanismo en anfibios es una variación en la pigmentación observada con cierta frecuencia, en la que el diseño normal aparece obliterado debido a una sobreabundancia de melanina en las células cutáneas (Rivera, 2001a). En *Triturus marmoratus* los casos de anomalía pigmentaria conocidos en la península ibérica describen ejemplares albinos (Matallanas & Lombarte, 1990; Arribas & Rivera, 1992; Budó, 1998,

Diego-Rasilla *et al.*, 2007), hipomelánicos (Gosá, 2021), hipopigmentarios (Moreno *et al.*, 2009; Rivera *et al.*, 2001b), y además se han documentado dos casos de melánicos (Vives-Balmaña, 1980; Domènech, 2001).

En la presente nota damos a conocer la detección de, al menos, un ejemplar melánico adulto de *T. marmoratus* (Figura 1) en una galería industrial inundada localizada en Ponfe-

rrada (León, España), el 25 de mayo de 2023, en coordenadas 42°33'41,1" / 6°35'18,4" y altitud de 544 msnm. El entorno exterior es un suelo industrial formado por una losa de hormigón continuo que está rodeada, a unos 20 metros de distancia de la galería, de un bosque de *Pinus sylvestris*, en el que la mayoría de los ejemplares no superan los 10 metros de altura, y que ha crecido sobre un terreno yermo muy degradado que estuvo cubierto durante décadas de carbón y restos de carbonilla. Las dimensiones de la galería inundada son de 5 m de ancho, 3 m de alto y presenta una longitud aproximada de 30 m. El agua mantiene en este lugar una profundidad estable de 40 cm. La observación se produjo de forma fortuita mientras se efectuaba un muestreo de quirópteros en varias galerías, entre las que está el túnel indicado. De los tres ejemplares observados solo se capturó uno, por lo que de esta manera pudo determinarse la presencia de melanismo en la población del túnel. Bajo el agua, todos los ejemplares eran igualmente oscuros. Solo en dos de las siguientes visitas realizadas al lugar se localizaron tritones en el agua, y en ambas se trataba de ejemplares oscuros, como en la primera observación, aunque tampoco se pudo capturar ninguno. En ninguna de las visitas se localizaron tritones fuera del agua.

Los edificios de la antigua central térmica Compostilla 1 quedaron sin actividad en el año 1974 y fueron rehabilitados como centro cultural (La Térmica Cultural). Los túneles quedaron sin uso y, aunque han sido visitados esporádicamente, no son accesibles desde 2016. Las galerías tenían la función de transportar carbón y para ello poseían aberturas cenitales por donde caía el mineral, de las cuales unas pocas son todavía accesibles. Las aberturas han funcionado como trampas

Foto Alfonso Esquivel



Figura 1: Ejemplar melánico de *Triturus marmoratus* localizado en la galería de la antigua central térmica Compostilla 1, actualmente reconvertida en La Térmica Cultural (El Bierzo).

naturales y de acceso para algunas especies de murciélagos. Una parte de la galería está inundada por el freático, lo que proporciona agua y humedad estables. Si bien ya se ha puesto en evidencia la capacidad trepadora de *T. marmoratus* por superficies verticales (Gosá *et al.*, 2017), las condiciones de la galería reducen drásticamente las posibilidades de escape de los anfibios caídos en ella. Por ello, se suscita la hipótesis de que una pequeña población de *T. marmoratus* permanezca aislada en su interior desde hace unos decenios, o con un débil flujo poblacional con el exterior, en la que el melanismo pudiera estar asentándose por deriva genética, facilitado por la baja temperatura del agua y la escasez de luz. Para determinar la verosimilitud de esta posibilidad es preciso culminar un estudio poblacional, ya iniciado, así como conocer los parámetros físicos de este peculiar entorno. En unas canalizaciones laterales muy someras de la galería se ha detectado también la presencia de ejemplares de *Discoglossus galganoi*.

REFERENCIAS

- Arribas, O. & Rivera, J. 1992. Albinismo en *Salamandra salamandra* (Linnaeus, 1758) en el noreste ibérico. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 3: 14–15.
- Budó, J. 1998. Un ejemplar albino parcial de *Triturus marmoratus* en el Pirineo Oriental (Serra de l'Albera). *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 9: 38–39.
- Diego-Rasilla, F.J., Luengo, R.M. & Rodríguez-García, L. 2007. *Triturus marmoratus* (Marbled Newt). Albinism. *Herpetological Review*, 38(1): 68.
- Domènech, S. 2001. Un nou cas de melanisme en *Triturus marmoratus* (Latreille, 1800) (Caudata, Salamandridae). *Butlletí de la Societat Catalana d'Herpetologia*, 15: 101–102.
- Gosá, A. 2021. Anomalia hipomelánica en *Triturus marmoratus*. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 32(1): 36–39.
- Gosá, A., Antón, I., Baquero, A. & Belzunegi, E. 2017. Actividad trepadora de salamandridos ibéricos. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 28(1): 38–42.
- Moreno, D., Fernández, D. & Aranda, D. 2009. Descripció de coloració anòmala en el trítid verd *Triturus marmoratus* (Latreille, 1800) a Taradell (Osona, Catalunya). *Butlletí de la Societat Catalana d'Herpetologia*, 18: 119–121.
- Matallanas, J. & Lombarte, A. 1990. À propos d'un cas d'albinisme chez *Triturus marmoratus* (Latreille, 1800) (Amphibia: Urodela) de la Catalogne. *Butlletí de la Institució Catalana d'Història Natural*, 58: 83–85.
- Rivera, X., Arribas, O. & Martí, F. 2001a. Revisión de anomalías pigmentarias en los anfibios de la península Ibérica y de Europa. *Butlletí de la Societat Catalana d'Herpetologia*, 15: 59–75.
- Rivera, X., Arribas, O. & Martí, F. 2001b. Anomalías pigmentarias en anfibios y reptiles. *Quercus*, 180: 18–22.
- Vives-Balmaña, M.V. 1980. *Triturus marmoratus* (Latreille, 1800) (Amphibia, Urodela) mélanique dans les Pyrénées Orientales ibériques. *Vie et Milieu*, 30(3/4): 301–302.

Primera cita de depredación de *Gallotia galloti galloti* por *Latrodectus tredecimguttatus* en la isla de Tenerife

Abel Méndez-Álvarez

CNO Juan Fu, 4. 'Finca Guadayepe'. 38500 Güímar. Santa Cruz de Tenerife. España. C.e.: amndzzz99@gmail.com

Fecha de aceptación: 20 de septiembre de 2023.

Key words: black widow, Canary Islands, Gallot's lizard, predation, Tenerife.

Las viudas negras del género *Latrodectus* Walckenaer, 1805 se incluyen en los grupos de arañas generalistas y constructoras de tela. A pesar de considerarse depredadores estenófagos de artrópodos (Mora-Rubio & Parejo-Pulido, 2021), también pueden consumir vertebrados tales como roedores y reptiles (Hamilton *et al.*, 2016; O'Shea & Kelly, 2017; Vitkauskaitė *et al.*, 2021). En las Islas Canarias encontramos la especie *Latrodectus tredecimguttatus* (Rossi, 1790), comúnmente conocida como viuda negra mediterránea (Mora-Rubio & Parejo-Pulido, 2021; Gobierno de Canarias, 2023).

Por su parte, el lagarto tizón *Gallotia galloti* (Oudart, 1839), es una especie de lacértido endémico de las islas de Tenerife y La Palma. De acuerdo con la localización del ejemplar que nos concierne, y según Molina-Borja

& Bischoff (1998), se trata de la subespecie *G. galloti galloti* que se distribuye por el centro y sur de la isla de Tenerife, entre cuyos depredadores se conocen aves tales como cernícalos, gavilanes, alcaudones o cuervos, así como mamíferos, principalmente el gato cimarrón (Salvador, 2015). En esta nota se describe por vez primera la depredación del lagarto tizón de Tenerife por la viuda negra mediterránea.

La observación tuvo lugar el 7 de septiembre de 2023, en la 'Finca Guadayepe', situada en el municipio de Güímar (Tenerife, Islas Canarias) (coordenadas UTM 28R 363912; 3133302; 140 msnm), cuando el padre del autor se percató de la presencia de un juvenil de *G. galloti galloti* con una longitud total aproximada de 11 cm debatiéndose en una tela de araña. Una hembra adulta de



Figura 1: Ejemplar hembra de *Latrodectus tredecimguttatus*: a) acercándose a la presa; b) reposicionando la cola del juvenil de *G. galloti galloti*; c) y d) envolviendo con más seda al lacértido en la entrada del nido.

viuda negra no tardó en acercarse a la presa para comenzar a cubrirla con su seda, reposicionando la cola del lagarto, así como sus patas, para un mejor manejo (Figura 1a, b). Una vez inmovilizada, la arrastró hacia el interior de su nido (Figura 1c, d), localizado bajo un pequeño cúmulo de hierba seca situado junto a un muro de piedra. La mordedura de la araña paralizó posteriormente al lagarto. Únicamente las hembras adultas de *Latrodectus* spp. presentan glándulas de veneno (α -latrotoxina, una neurotoxina) suficientemente desarrolladas para producir la inmovilización y muerte de presas de tal porte (Nyffeler & Vetter, 2018). Tres días después, tras comprobar que la araña había finalizado de ingerir el contenido del lagarto, se procedió a retirarla del nido, al encontrarse este en una zona de continuo tránsito, para prevenir posibles accidentes. El arácnido fue reubicado sin recibir daño alguno. En el nido se encontraron los restos de sus últimas presas, entre las que destacaban el mencionado lagarto (Figura 2), saltamontes, arañas e incontables cochinillas o ‘bichos bola’.

El caso descrito en esta nota se suma al avistamiento puntual de una viuda negra depredando sobre un lagarto atlántico (*Gallotia atlantica*) en la isla de Lanzarote, en diciembre de 2010 (Hamilton *et al.*, 2016), siendo la primera vez que se registra el mismo comportamiento en otra isla del archipiélago canario, concretamente en Tenerife, y sobre otra especie del género *Gallotia*.

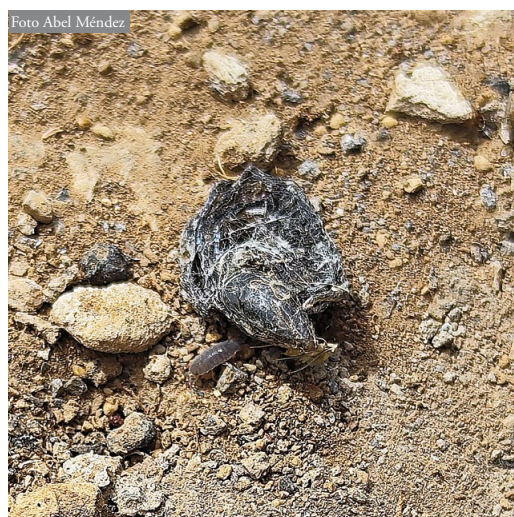


Figura 2: Restos del juvenil de *G. galloti galloti* tras su ingesta por *L. tredecimguttatus*.

REFERENCIAS

- Gobierno de Canarias. 2023. Banco de Datos de Biodiversidad de Canarias. <<http://www.biodiversidadcanarias.es/biota>>. [Consulta: 8 septiembre 2023].
- Hamilton, R., Mateo Miras, J.A., Hernández Acosta, C. & López Jurado, L.F. 2016. Artrópodos depredadores del lagarto atlántico (*Gallotia atlantica*) en la isla de Lanzarote (Islas Canarias). *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 27(2): 56–58.
- Molina-Borja, M. & Bischoff, W. 1998. *Gallotia galloti* (Oudart, 1839) – Kanareneidechse. 287–339. In: Bischoff, W. (ed.). *Die Reptilien der Kanarischen Inseln, der Selvagens-Inseln und des Madeira-Archipels*. In: Böhme, W. (ed.). *Handbuch der Reptilien und Amphibien Europas*. Band 6. Aula-Verlag. Wiesbaden. Germany.
- Mora-Rubio, C. & Parejo-Pulido, D. 2021. Notes on the diet of the Mediterranean black widow *Latrodectus tredecimguttatus* (Rossi, 1790) (Araneae: Theridiidae) in South Western Iberian Peninsula. *Graellsia*, 77(1): e138. <<https://doi.org/10.3989/graellsia.2021.v77.297>>.
- Nyffeler, M. & Vetter, R.S. 2018. Black widow spiders, *Latrodectus* spp. (Araneae: Theridiidae), and other spiders feeding on mammals. *Journal of Arachnology*, 46: 541–548.
- O'Shea, M. & Kelly, K. 2017. Predation on a Weasel Skink (*Saproscincus mustelinus*) (Squamata: Scincidae: Lygosominae) by a Redback Spider (*Latrodectus hasselti*) (Araneae: Araneomorpha: Theridiidae), with a review of other *Latrodectus* predation events involving squamates. *Herpetofauna*, 44(1&2): 49–55.
- Salvador, A. 2015. Lagarto tizón – *Gallotia galloti*. In: Salvador, A., Marco, A. (eds.). *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Museo Nacional de Ciencias Naturales. Madrid. <<http://www.vertebradosibericos.org/>>.
- Vitkauskaitė, A., Dunbar, J.P., Lawton, C., Dalagiorgos, P., Allen, M.M., & Dugon, M.M. 2021. Vertebrate prey capture by *Latrodectus mactans* (Walckenaer, 1805) and *Steatoda triangulosa* (Walckenaer, 1802) (Araneae, Theridiidae) provide further insights into the immobilization and hoisting mechanisms of large prey. *Food Webs*, 29. <<https://doi.org/10.1016/j.fooweb.2021.e00210>>.

Posible depredación de *Zamenis longissimus* por *Mantis religiosa*

Alberto Gosá, Iñaki Sanz-Azkue & Heidi Otaduy

Departamento de Herpetología. Sociedad de Ciencias Aranzadi. Cl. Zorroagagaina, 11. 20014. Donostia-San Sebastián. España.
C.e.: agos@aranzadi.eus

Fecha de aceptación: 3 de noviembre de 2023.

Key words: Aesculapian Snake, European mantis, interaction, Navarre, predator, prey.

La depredación de pequeños vertebrados por artrópodos cuenta con una bibliografía relativamente abundante. La mayor parte de lo publicado incide en que los arácnidos son los principales depredadores de vertebrados, exceptuando las aves. En la amplia revisión bibliográfica de Valdez (2020) sobre unos 1300 registros en 89 países de todos los continentes, excepto África y la Antártida, se informa de que cerca de la mitad de los eventos estuvieron protagonizados por arácnidos. Sobre las aves depredan principalmente las mantis (familia Mantidae). Los reptiles más depredados por artrópodos fueron lagartos (Valdez, 2020). Dentro de los artrópodos también parecen ser las arañas (Araneae) unos

importantes depredadores de las serpientes, como se señala en la revisión bibliográfica de Nyffeler & Gibbons (2021), realizada en todos los continentes salvo la Antártida.

En España se han publicado algunas observaciones y estudios de depredación sobre reptiles por artrópodos. La mayor parte también viene a reconocer a los arácnidos como los principales depredadores de saurios (García *et al.*, 1998; Galán & Arribas, 2007; Castilla *et al.*, 2009; Hamilton *et al.*, 2016; Diz, 2018; Pantoja & Pinya, 2020), junto con los insectos (Galán, 1994; Recio *et al.*, 2018; Meijide Fuentes & Atance, 2021); incluso se ha citado una escolopendra (Chilopoda) como depredador de un lacértido insular canario (Hamilton *et al.*, 2016). So-

Foto Heidi Oraduy



Figura 1: Captura de un juvenil de *Zamenis longissimus* por una hembra adulta de *Mantis religiosa* en Etxalar (Navarra).

bre depredación por artrópodos de las serpientes ibéricas apenas se tienen datos (un caso de escorpión común sobre culebra lisa meridional: García-Cardenete, 2003).

Por su parte, la depredación en condiciones naturales ejercida por la santateresa *Mantis religiosa* sobre reptiles ibéricos ha sido documentada en varios saurios (Galán, 1994; García *et al.*, 1998; Pérez-Mellado, 1998; Scholer & Onrubia, 2012) y en galápago europeo (Massana

et al., 2008), pero nunca en serpientes. Por el contrario, las imágenes de ataques y depredación forzados de *M. religiosa* sobre serpientes circulan profusamente en la red, obtenidas en terrarios o entornos preparados al efecto.

En la presente nota se describe un caso de encuentro natural y comienzo de ingestión de un juvenil del año de *Zamenis longissimus*, de unos 23 cm de longitud total, por una hembra adulta de *M. religiosa* (Figura 1; vídeo: [http://www.herpetologica.org/BAHE/videos/BAHE34\[H1166\].mp4](http://www.herpetologica.org/BAHE/videos/BAHE34[H1166].mp4)), de aproximadamente 6 cm de longitud, el 10 de octubre de 2020 en Etxalar (Navarra) (coordenadas 30T WN608410; 4788705; 180 msnm). La observación se realizó a las 17:28 sobre la pared rugosa de hormigón blanco sin pintura de un caserío, a unos 20 cm del suelo, y duró aproximadamente cuatro minutos. La mantis comienza la ingestión atacando la comisura bucal de la serpiente (video), que aparece enroscando al insecto, sin que éste parezca resentirse. No se tienen datos precedentes a la observación de los dos animales sobre la pared del edificio, ni sobre el resultado del episodio de depredación. Razonablemente, se puede presuponer que la mantis capturó a la serpiente y se desplazó con ella por la pared. Hasta donde alcanzamos, el caso documenta la primera observación en condiciones naturales de una interacción de ambas especies en territorio ibérico.

REFERENCIAS

- Castilla, A.M., Herrel, A. & Gosá, A. 2009. Predation by scorpions (*Buthus occitanus*) on *Podarcis atrata* from the Columbretes Islands. *Munibe, Ciencias Naturales*, 57: 191–194.
- Diz, D. 2018. Depredación de juveniles de *Podarcis bocagei* en telaraña de *Parasteatoda* (Araneae: Theridiidae). *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 29(2): 20–21.
- Galán, P. 1994. *Demografía y dinámica de una población de Podarcis bocagei*. Tesis doctoral. Universidad de Santiago de Compostela. Santiago de Compostela.
- Galán, P. & Arribas, Ó. 2007. Depredación de un juvenil de lagartija cantábrica (*Iberolacerta monticola*) por una araña del género *Tegenaria* (Arachnida: Araneae: Agelenidae). *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 18: 86–88.
- García, J.J., Gosá, A. & Alcalde, J.T. 1998. Artrópodos depredando lagartijas del género *Podarcis*. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 9: 27–28.
- García-Cardenete, L. 2003. Predación de escorpión común (*Buthus occitanus*) sobre juvenil de culebra lisa meridional

- (*Coronella girondica*) en la Sierra de la Almijara (Granada). *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 14(1-2): 32–33.
- Hamilton, R., Mateo, J.A., Hernández-Acosta, C.N. & López-Jurado, L.F. 2016. Artrópodos depredadores del lagarto atlántico (*Gallotia atlantica*) en la isla de Lanzarote (Islas Canarias). *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 27(2): 56–60.
- Massana, M., Bonet, B. & Bertolero, A. 2008. Intento de depredación de mantis sobre juvenil de galápago europeo. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 19: 22–23.
- Meijide Fuentes, M. & Atance, J. 2021. Primera cita de depredación de *Blanus cinereus* por *Ocypus olens* (Coleoptera: Staphylinidae). *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 32(1): 45–46.
- Nyffeler, M. & Gibbons, J.W. 2021. Spiders (Arachnida: Araneae) feeding on snakes (Reptilia: Squamata). *The Journal of Arachnology*, 49(1): 1–27.
- Pantoja, E. & Pinya, S. 2020. First record of predation of *Hemidactylus turcicus* by *Argiope bruennichi* (Arachnida: Araneidae). *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 31(1): 3–5.
- Pérez Mellado, V. 1998. *Podarcis muralis*. 283–294. In: Ramos, M.A. (ed.). *Reptiles. Fauna Ibérica*, vol. 10. Museo Nacional de Ciencias Naturales. CSIC. Madrid.
- Recio, P., Rodríguez, G., Ruiz, F. & Martín, J. 2018. Juvenil de *Iberolacerta cyreni* parcialmente consumido por *Ocypus olens* (Coleoptera: Staphylinidae). *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 29(2): 15–18.
- Scholer, M.N. & Onrubia, A. 2012. Depredación de *Tarentola mauritanica* por *Mantis religiosa* en el sur de la Península Ibérica. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 23(1): 24–25.
- Valdez, J.W. 2020. Arthropods as vertebrate predators: A review of global patterns. *Global Ecology and Biogeography*, 29(10): 1691–1703. <<https://doi.org/10.1111/geb.13157>>.

PLAN STOP ATROPELLOS DE FAUNA ESPAÑOLA, UNA INICIATIVA ESTATAL PARA EVALUAR LA MORTALIDAD DE FAUNA POR ATROPELLOS

<https://herpetologica.es/category/programas/stop-atropellos/>

El Proyecto SAFE es una iniciativa del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITECO) con el que se pretende realizar un estudio a gran escala sobre la mortalidad de vertebrados por atropello en carreteras. Con los datos recopilados durante el proyecto se intentará comprender mejor en qué circunstancias se producen los atropellos, cuáles son las especies más afectadas o cómo pueden influir determinados factores (como las características del trazado o las del entorno atravesado por la carretera) en la mortalidad.

La buena noticia que podemos adelantaros es que, aunque no de forma oficial, el proyecto ya está en marcha. Faltan algunos flecos por cerrar todavía (como la grabación de unos videotutoriales y la celebración de una videoconferencia de presentación), pero las herramientas para que los voluntarios podamos empezar a aportar datos ya están operativas.



Herpetofauna of Mauritania: results of a field survey

Gabriel Martínez del Mármol¹, Ander Izagirre-Egaña², Sonke Frahm³ & Marco Sassoè⁴

¹ Cl. Pedro Antonio de Alarcón, 34. 5º A. 18002 Granada. Spain. C.e.: gabrimtnez@gmail.com

² Aranzadi Science Society. Zorroagaina, 11. 20014 Donostia-San Sebastián. Spain.

³ Hogenfelde, 8. 22848 Norderstedt. Germany.

⁴ Dept. of Neuroscience. University of Torino. 10124 Torino. Italy.

Fecha de aceptación: 6 de febrero de 2023.

Key words: amphibians, lizards, Sahel, snakes.

RESUMEN: Se presentan observaciones de campo realizadas durante una expedición herpetológica llevada a cabo en Mauritania en el verano de 2022. Varias nuevas citas de 11 especies de anfibios y 33 especies de reptiles son indicadas, incluyendo la primera evidencia confirmada en Mauritania de una serpiente del género *Prosymna*.

Mauritania encompasses the biogeographic transition zone between the Palearctic and Afro-tropical regions, bringing together a considerable high biodiversity, which comprises animal species of Saharan, Sahelian, Afrotropical and even Mediterranean origin (Padial, 2006; Brito *et al.*, 2014, 2016). Despite this, knowledge on the amphibians and reptiles of Mauritania is still scarce although in the last decades there has been an increase in ecological, taxonomic and biogeographic investigations, both in Mauritania (e.g. Crochet *et al.*, 2003; Padial *et al.*, 2013; Sánchez-Vialas *et al.*, 2017; Sow *et al.*, 2014, 2017; Naia & Brito, 2020; Sampaio *et al.*, 2021) and in other West African countries (e.g. Metallinou *et al.*, 2012; Brito *et al.*, 2016).

In this article, we report new observational records, mostly in the southern part of the country, which may help to expand the checklist of Mauritanian amphibians and reptiles and increase knowledge on their distribution, ecology and interactions with related species.

Observations were made by the authors during an expedition from July 23rd to August 2nd, 2022. This period corresponds to the beginning of the rainy season, during which heavy rains are typical and may provoke floods. Temperatures generally ranged from 21 to 35° C (www.

metebox.com). Observations were made in the regions Trarza, Brakna, Gorgol, Guidimaka, Assaba and Inchiri (for more information see Figure 1) at elevations comprised between 0 and 208 masl. In order to investigate the presence of species active at different times of the day, surveys were made in the daytime and during the first hours of the night. When possible, individuals were captured, photographed and released at the capture site after a short time. In some cases (e.g. crocodiles, agamids, monitors...), animals were photographed from a distance. No animals were sacrificed. Records are indicated with geographic coordinates (latitude and longitude with datum WGS 1984).

Based on the current taxonomy, a total of 11 species of amphibians and 33 species of reptiles were found during the expedition.

AMPHIBIANS

The heavy rains during some days of the trip facilitated the observation of amphibians, frequently in mating activity (males calling or moving to the reproduction areas and pairs in amplexus). Members of the family Bufonidae were observed practically on every day, with more than 100 individuals belonging to

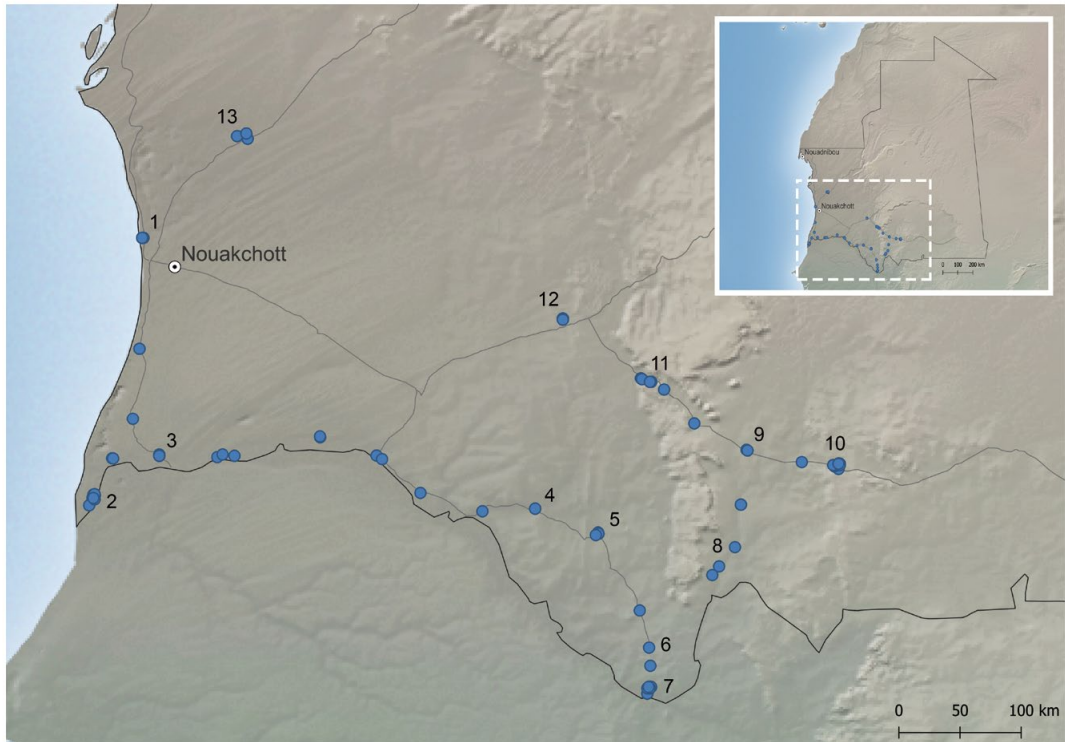


Figure 1: Map with itinerary of the expedition and numbers showing the main prospecting spots: 1. Nouakchott coastal area, 2. Diawling National Park, 3. El Haidi, 4. El Bir, 5. M'Bout, 6. Selibaby, 7. Guemou, 8. Kankossa, 9. Kiffa, 10. Metraoucha, 11. Guerou-Aflout, 12. Sangrave, 13. Ouad Naga-Akjoujt.

Figura 1: Mapa con el itinerario de la expedición y números mostrando los principales sitios de prospección: 1. Zona costera de Nouakchott, 2. Parque Nacional de Diawling, 3. El Haidi, 4. El Bir, 5. M'Bout, 6. Selibaby, 7. Guemou, 8. Kankossa, 9. Kiffa, 10. Metraoucha, 11. Guerou-Aflout, 12. Sangrave, 13. Ouad Naga-Akjoujt.

three different species spotted in the whole trip. Considering that southern Mauritania has a low annual rainfall, mostly concentrated in the rainy season (July-October; <https://weatherspark.com/>), it seems normal that the most common and widespread amphibians are toads, which are well adapted to arid environments (Bentley, 1966). Apart of the Bufonidae species and *Tomopterna milletihorsini*, the other species of amphibian were found strictly near *gueltas*, rivers and other water bodies.

Hoplobatrachus occipitalis (Günther, 1858)

Hoplobatrachus occipitalis was the most commonly observed amphibian. This species was particularly abundant in Diawling Na-

tional Park (16.30°N, -16.40°W ; 16.30°N, -16.39°W). Other observations were made in water bodies in M'Bout (16.01°N, -12.57°W), Guemou (14.85°N, -12.18°W), Metraoucha (16.54°N, -10.74°W) and between Kiffa and Sangrave (17.18°N, -12.24°W). These populations belong to the two parapatric lineages identified in Mauritania, which present no obvious morphological differences (Gonçalves & Brito, 2020; Sampaio *et al.*, 2021).

Kassina senegalensis (Duméril & Bibron, 1841)

The Senegal running frog was found in several localities, based either on visual inspection or by listening to male calls: south of Gui-

dimaka (14.80°N, -12.20°W), Bougari and Trig el Khdeirat- Metraoucha area (16.52°N, -10.78°W; 16.53°N, -10.76°W; 16.54°N, -10.75°W), between Gerou and Sangrave (17.18°N, -12.24°W; 17.16°N, -12.18°W).

Phrynobatrachus francisci (Boulenger, 1912)

According to Sampaio *et al.* (2021), individuals of the genus *Phrynobatrachus* in Mauritania belong to the species *francisci* and have been wrongly attributed to *natalensis* because of morphological similarity. We found three individuals calling in a small lagoon with abundant riparian vegetation (16.30°N, -16.39°W). This is supposedly the first record of this species in Diawling National Park (see Sow *et al.*, 2017), expanding the distribution in Mauritania more than 200 km (Padial *et al.*, 2013; Naia & Brito, 2020; Sampaio *et al.*, 2021). In the same water body, we found a high abundance of adult individuals of *Hoplobatrachus occipitalis*, as well as fishes that were not identified.

Genus ***Ptychadena*** (Boulenger, 1917)

According to the species key of Sánchez-Vialas *et al.* (2017), we found two individuals belonging to two distinct species of *Ptychadena*. *Ptychadena trinodis* (Boettger, 1881), characterized by dorsal and lateral ridges, was observed in Guidimaka (14.80°N, -12.20°W), whereas *P. schillukorum* (Werner, 1908), that lacks dorsal and lateral ridges, was detected near El Bir (16.20°N, -13.05°W).

Pyxicephalus edulis (Peters, 1854)

One of the rarest amphibians in Mauritania, with only four records (Padial *et al.*, 2013; Sampaio *et al.*, 2021). We observed two individuals in Guidimaka (14.80°N, -12.20°W) in the edge of two small and probably temporary water ponds (Figure 2a).

Sclerophrys pentoni (Anderson, 1893)

According to Padial *et al.* (2013), the distribution of this species is restricted to south-eastern Mauritania. However, recent surveys combined with genetic analyses for species identification reported the presence of *S. pentoni* at several other locations also in the Guidimaka, Gorgol, Assaba and Ta-bant regions, as well as in Diawling National Park (see Table S1 in Sampaio *et al.*, 2021). Here we confirm and extend these observations, as we found *S. pentoni* in Assaba (16.23°N, -11.49°W), Hodh-Gharbi (16.52°N, -10.78°W; 16.53°N, -10.76°W; 16.54°N, -10.75°W) and Trarza (16.60°N, -15.90°W). Together, these findings suggest that the distribution of *S. pentoni* embraces most of the southern part of the country.

Sclerophrys regularis (Reuss, 1833) and ***Sclerophrys xeros*** (Tandy, Tandy, Keith & Duff-Mackay, 1976)

Based on previous observations, *S. xeros* is widely distributed in Mauritania whereas *S. regularis* is restricted to Diawling National Park and another spot in extreme southwestern Mauritania (Padial *et al.*, 2013). Sampaio *et al.* (2021) added three records for *S. regularis* close to the Senegal River around Diafane and in Diawling National Park. According to Sow *et al.* (2017), both species are present in Diawling National Park, albeit in different localities.

The difficulties in differentiating the two species are due to the extreme color variability, which can result in erroneous identification of these toads. Therefore, we based species identification mainly on the calls made by the males. We could confirm the presence of *S. regularis* in El Bir (16.20°N, -13.05°W). Moreover, in Diawling National Park we found both species mating in the same locality, a water pond among

agriculture fields (16.29°N, -16.40°W). We tentatively assign to *S. xeros* individuals found in Tigomatin (16.88°N, -16.10°W), Kiffa (16.64°N, -11.44°W) and Trig el Khdheirat (16.52°N, -10.78°W), as these places are quite far from the Senegal river and its main tributaries and are supposed to be out of the known distribution range of *S. regularis*.

Tomopterna milletihorsini (Angel, 1922)

This species is widely distributed in the southern part of the country (Padial *et al.*, 2013; Naia & Brito, 2020; Sampaio *et al.*, 2021). We found it in the Assaba (16.23°N, -11.49°W) and Hodh-Gharbi regions (16.52°N, -10.78°W; 16.53°N, -10.76°W; 16.54°N, -10.75°W) and in two novel locations in Diawling National Park (16.27°N, -16.40°W; 16.30°N, -16.40°W). It is remarkable that this frog was found far from water sources.

REPTILES

The most frequently observed reptiles were, in the order, geckos (Gekkonidae: more than 20 individuals of four species, and Phyllodactylidae: more than 100 individuals of three species), agamids (Agamidae: more than 50 individuals of five species), monitors (Varanidae: more than 30 records of three species) and vipers (Viperidae: 23 individuals of three species). All the geckos that we observed are mainly nocturnal species (Trape *et al.*, 2012; Martínez del Mármol *et al.*, 2019). Collectively, geckos were found in distinct habitats, including cities and villages, trees, rocky formations and even sandy areas with limited vegetation. Mauritania is home to different species of agamids, including pure-desert species such as *Uromastix dispar* or *Trapelus boehmei*, and the very adaptable genus *Agama* (Trape *et al.*, 2012). Members

of this genus seem to be adapted to live in different arid environments, as well as in cities and other human settlements. Monitors were found mainly close to water sources, except for *Varanus griseus* that is a pure desert species (Schleich *et al.*, 1996; Martínez del Mármol *et al.*, 2019). Regarding snakes, about 60% of the recorded individuals were vipers (23 out of 37 snakes in the whole trip). Vipers possess various adaptations, including ambush hunting, that is extremely useful in arid environments, where water availability is limited, and the density of preys is usually low (Tsairi & Bouskila, 2004).

Acanthodactylus dumerilii (Milne-Edwards, 1829)

Four populations of lizards of this genus were observed (17.41°N, -16.05°W; 18.25°N, -16.03°W; 19.04°N, -15.24°W; 16.74°N, -14.68°W). We tentatively identified them as *A. dumerilii*.

Genus *Agama* (Linnaeus, 1758)

The taxonomic status of the *Agama agama* populations of West Africa remains unclear. The attribution of these populations to *A. picticauda* (Peters, 1877) remains uncertain (Wagner *et al.*, 2009), given that some authors recently considered *A. picticauda* as a synonym of *A. agama* (Mediannikov *et al.*, 2012; Velo-Antón *et al.*, 2022). Based on the available data (Gonçalves *et al.*, 2012, 2018; Vale *et al.*, 2012), *A. boulengeri* and *A. boueti* are widely distributed in Mauritania, whereas *A. agama* has been recorded in one locality south of Kiffa (Trape *et al.*, 2012), another locality in Diawling National Park (Sow *et al.*, 2017) and five more sites in the Trarza, Guidimaka, Assaba and Hodh El Gharbi provinces (Velo-Antón *et al.*, 2022).



Figure 2: a) *Pyxicephalus edulis*, Guemou ([°]); b) *Agama boulengeri*, Selibaby ([°]); c) *Uromastyx dispar*, Ouad Naga ([°]); d) *Chalcides delislei*, Bougari ([°]); e) *Scincopus fasciatus*, El Haidi ([°]); f) *Prosymna g. collaris*, Guemou ([°]). (Photos: * G. Martínez del Mármol; ** A. Izaguirre).

Figura 2: a) *Pyxicephalus edulis*, Guemou ([°]); b) *Agama boulengeri*, Selibaby ([°]); c) *Uromastyx dispar*, Ouad Naga ([°]); d) *Chalcides delislei*, Bougari ([°]); e) *Scincopus fasciatus*, El Haidi ([°]); f) *Prosymna g. collaris*, Guemou ([°]). (Fotos: * G. Martínez del Mármol; ** A. Izaguirre).

We observed many individuals of *A. agama* close to the Senegal border from Diawling National Park in the West to Guidimaka province in the East (Figure 3 shows a map with records of the three species, including eleven new spots for *A. agama*). In Diawling National Park, *A. agama* and *A. boueti* were occa-

sionally found in the same localities, but in different microhabitats: *A. agama* was present in human structures or in trees, whereas *A. boueti* was mainly observed in the ground close to bushes. In contrast with Velo-Antón *et al.* (2022), in the Sahelian regions farther from the Senegal river, we observed only *A. boulengeri*,

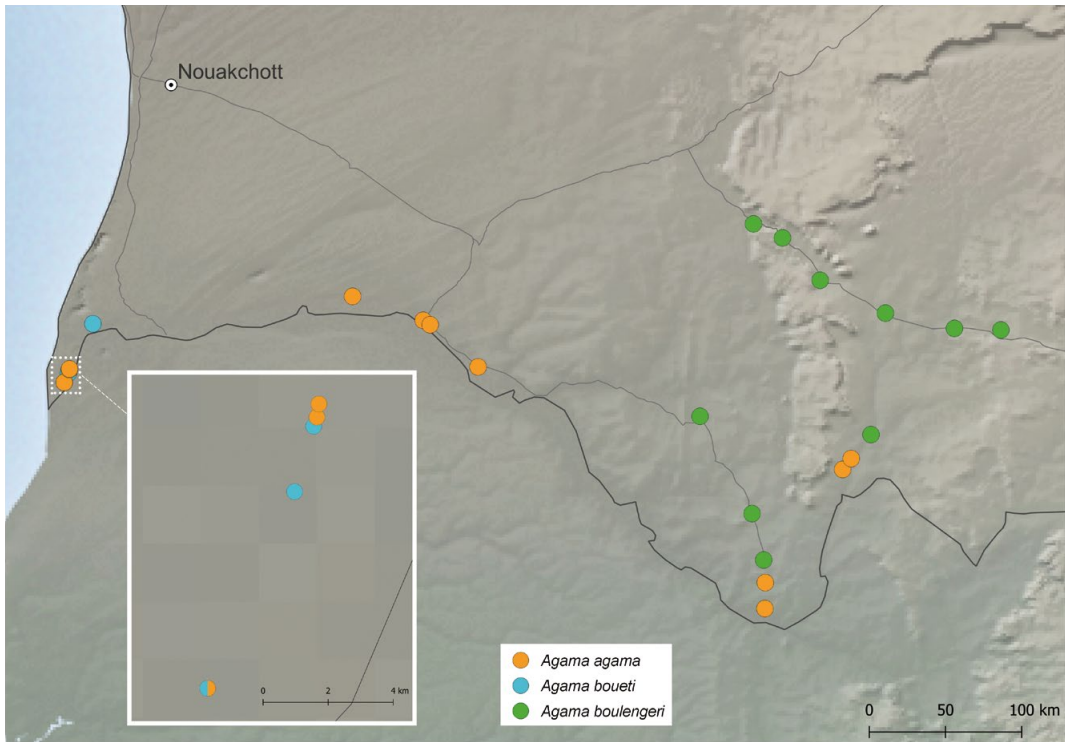


Figure 3: Specific map with records of the genus *Agama* during the expedition, with an extension of the Diawling National Park.

Figura 3: Mapa específico con las citas del género *Agama* durante la expedición, con una ampliación del Parque Nacional de Diawling.

occupying distinct kind of habitats. This species was especially common around human structures and in rocky areas.

In the city of Selibaby, a contact zone of *A. agama* and *A. boulengeri*, we observed two male individuals seemingly belonging to *A. boulengeri* but with an unusually large dorsal crest, as observed in some males of *A. agama* (Figure 2b). This raises the possibility that hybrids of the two species occur at this contact zone.

Trapelus boehmei (Wagner, Melville, Wilms & Schmitz, 2011)

An adult male was observed basking on the top of a pile of rocks in Inchiri (19.02°N, -15.31°W), at 12:45 h.

Uromastyx dispar flavifasciata (Mertens, 1962)

This species typical of the Sahara desert penetrates into the Sahel ecoregion in southern Mauritania (Trape *et al.*, 2012; Velo-Antón *et al.*, 2022). We recorded the species at two distinct localities. The first is a group of isolated rocks between sand dunes in the north of Sangrave (17.64°N, -12.84°W). A subadult with brown color and two adults of the morphotype obscura (black color with white-yellow dorsal stripes) were found basking in the morning at 10:00-10:30 h. These three individuals found refuge under large stones. The other site was at 120 km northeast of Nouakchott (19.02°N, -15.31°W). Two adults were basking in the middle of the day (13:00 h).

They both had a yellowish background color with dorsal ocelli marks (morph “*ocellata*” fide Trape *et al.*, 2012, but with yellowish and not grey color). These lizards escaped in ground burrows (one located under a small stone, and the other opening directly on bare ground). According to the locals, the large majority of individuals present in that region are yellowish, and do not show the typical black color (Figure 2c).

Hemidactylus angulatus (Hallowell, 1854)

Several individuals were found around houses in Diawling National Park (16.30°N, -16.40°W).

Ptyodactylus rivapadiali (Trape, 2017)

Two adult individuals were found near a *guelta* at 6 km west of Aouinet Nanaga (17.18°N, -12.24°W).

Genus ***Stenodactylus*** (Fitzinger, 1826)

Both *Stenodactylus petrii* (Anderson 1896) and *Stenodactylus sthenodactylus* (Lichtenstein, 1823) are widespread in Mauritania (Metallinou *et al.*, 2012; Velo-Antón *et al.*, 2022). These two species are differentiated by the base of the tail, which is wider in *S. sthenodactylus* compared to *S. petrii* (Martínez del Mármol *et al.*, 2019; León Vígara, 2020). The species that we most frequently observed was *S. petrii*. Records were made in the coastal area (18.25°N, -16.02°W), and also inland in southernmost Inchiri (19.00°N, -15.23°W). In those localities, we could confirm that *S. petrii* shares the habitat with *S. sthenodactylus*. We made additional observations of *S. petrii* in the surroundings of El Haidi (16.60°N, -15.90°W) and in the north of Sangrave (17.64°N, -12.84°W), both sandy areas with disperse bushes.

Genus ***Tarentola*** (Gray, 1825)

This genus is widely distributed in the Sahara Desert (Böhme *et al.*, 2001; Trape *et al.*, 2012; Martínez del Mármol *et al.*, 2019). We observed two species of the “*Tarentola ephippiata* complex” fide Koppetsch & Böhme (2022): *Tarentola senegambiae* (Joger, 1984) was found in two distinct spots in the southwestern part of the country (16.88°N, -16.10°W; 16.30°N, -16.39°W), whereas *Tarentola hoggarensis* (Werner, 1937) was observed south of Kiffa (16.23°N, -11.49°W).

Whereas geckos belonging to the “*Tarentola ephippiata* complex” are usually found in trees, the other species that we observed in Mauritania were observed in trees but also mainly in buildings and other human structures, as well as on rocky surfaces and even on sandy soil at night. *Tarentola annularis* (Geoffroy Saint-Hilaire, 1827) was found north of Nouakchott (19.00°N, -15.23°W) and along the coastal road south of the capital (17.41°N, -16.05°W). *Tarentola parvicarinata* (Joger, 1980) was found inland in several localities (16.01°N, -12.57°W; 14.85°N, -12.17°W; 16.23°N, -11.49°W; 16.54°N, -10.74°W; 17.16°N, -12.17°W; 17.63°N, -12.84°W). Many individuals (probably more than 50) were observed one evening near a *guelta* in the proximity of Aouinet Nanaga (17.18°N, -12.24°W). *Tarentola annularis* and *T. parvicarinata* have a similar ecology so probably they have parapatric distributions to avoid competition for resources.

Tropicolotes tripolitanus occidentalis (Parker, 1942)

Tropicolotes tripolitanus has a wide distribution and the Mauritanian populations belong to the subspecies *T. t. occidentalis* (Machado *et al.*, 2021; Uetz *et al.*, 2022). We observed indi-

viduals of this species in El Haidi (16.60°N, -15.90°W), around Kaedi (16.18°N, -13.45°W), near Kiffa (16.64°N, -11.44°W) and in Bougari (16.53°N, -10.79°W).

Genus *Chalcides* (Laurenti, 1768)

We found *Chalcides sphenopsiformis* (Duméril, 1856) in Nouakchott (18.25°N, -16.03°W) and in Diawling National Park (16.30°N, -16.40°W). These observations fall within the known range for the species. Two adults and a juvenile of *Chalcides delislei* (Lataste & Tochebrune, 1876) were found near the Bougari lagoon (16.53°N, -10.79°W) (Figure 2d). This is the second observation for the Sahelian range of Mauritania (see Velo-Antón *et al.*, 2022), which suggests that there could be a continuous distribution of populations of Senegal, Mali and Atar in northern Mauritania.

Scincopus fasciatus (Peters, 1864) and *Scincus albifasciatus* Boulenger, 1890

The area compromised between El Haidi and Lahouich has the majority of records for *Scincopus fasciatus* in Mauritania, with three encounters (Vicent-Castelló *et al.*, 2018). In El Haidi (16.60°N, -15.90°W), we found two adult individuals just after sunset and then one more about two hours later (Figure 2e). These skinks were active in a sandy area with spiny bushes and dispersed trees. In the same area, we observed one individual of *Scincus albifasciatus* (Boulenger, 1890); this record is of particular interest as this is the first inland observation for the southernmost part of Mauritania (Trape *et al.*, 2012). Moreover, together with Taouz in Morocco (Martínez del Mármol *et al.*, 2019), this is one of the few localities in which *Scincopus fasciatus* and *Scincus albifasciatus* could be sympatric.

Another specimen of *Scincus albifasciatus* was found dead inside a human structure to retain water (17.41°N, -16.05°W).

Trachylepis perrotetii (Duméril & Bibron, 1839)

Two individuals were found under a piece of wood near Guemou, in southern Guidimaka (14.84°N, -12.18°W). One was clearly a male with a bright orange color in the sides of the body. The other individual, smaller and with a brown pattern, was probably a female, although we cannot exclude that it could belong to *Trachylepis quinquetaeniata* (Lichtenstein, 1823), which also has been recorded in Guidimaka (Velo-Antón *et al.*, 2022).

Genus *Varanus* (Merrem, 1820)

Many individuals of *Varanus niloticus* (Linnaeus, 1766) were recorded during the trip. Sightings were particularly common near water bodies in Diawling National Park and the surroundings, from Keur-Macene to the border with Senegal. An individual was found dead on the road East of Rosso (16.59°N, -15.46°W). A large individual was found in a river near Guemou, in southern Guidimaka (14.84°N, -12.18°W) and many individuals of different sizes (adults and juveniles) were found in the Metraoucha *guelta* (16.54°N, -10.75°W; 16.53°N, -10.74°W). One juvenile was resting at night in a tree at two meters above ground level, probably to avoid predators.

Six individuals of *Varanus exanthematicus* (Bosc, 1792) were recorded. A young savannah monitor was found crossing the road (16.61°N, -15.42°W) with the mouth full of recently ingested preys (earwigs of the order Dermaptera). The other individuals, all adult, were spotted in Diawling National Park (16.30°N, -16.40°W; 16.30°N, -16.39°W) and the surroundings (16.58°N, -16.25°W).

In Diawling National Park (16.30°N, -16.40°W; 16.30°N, -16.39°W) both species of monitor were found in the same habitat near houses and other human structures. Nile monitors (adults and hatchlings) were seen moving over 300 meters to reach water bodies, in places where Savannah monitors were also present. However, we never observed interactions between individuals of the two species.

Tracks of *Varanus griseus* (Daudin, 1803) were observed in Inchiri (19.04°N, -15.24°W).

Eryx muelleri (Boulenger, 1892)

An adult sand boa in the process of skin shedding was found under a big stone 20 km west of Kamour (17.16°N, -12.17°W). Rather than a sandy region, the habitat was a flat steppe with dispersed trees.

Python sebae (Gmelin, 1788)

An adult python with a total length of 2.35 meters was found in Diawling National Park (16.30°N, -16.39°W). This individual was crossing the main road along a lagoon at night.

Lytrohynchus diadema (Duméril, Bibron & Duméril, 1854)

Three individuals were found active in the first hours of the night in coastal dune habitat north of Nouakchott (18.25°N, -16.03°W). They all had a small size (approximately 40 cm in total length) and “pale” appearance.

Boaedon fuliginosus (Boie, 1827)

A juvenile was found at night resting 30 cm on a tree trunk, hidden under a T-shirt, in Diawling National Park (16.30°N, -16.40°W). To our knowledge, this is the fifth record of this species in the National Park (Sow *et al.*, 2017; Velo-Antón *et al.*, 2022).

Prosymna greigerti collaris (Sternfeld, 1908)

So far, the presence of snakes of the *Prosymna* genus in Mauritania has been dubious. *Prosymna meleagris* (Reinhardt, 1843) was recorded by Welch (1982). However, the record had no locality nor additional data and was not considered in later publications (Trape & Mané, 2006; Uetz *et al.*, 2022). We found one individual of *Prosymna greigerti collaris* in the southern part of Guidimaka (14.85°N, -12.19°W). The snake was found active at 22:00 h, moving slowly on the ground. It was characterized by a dark color, visibly iridescent under light, with tiny white spots on each dorsal scale. Two U-shaped white markings, typical for this subspecies, were present on the head and neck, bordering the parietal scales, followed more caudally by a white crossband forming an incomplete collar (Figure 2f).

According to Chirio *et al.* (2011), *P. g. collaris* has a mixed distribution, being present both in the Sahel and Sudanese savanna, whereas the other subspecies *P. g. greigerti* has a pure Sudanese savanna range. Both subspecies have been found in sympatry in some areas, but no hybrids have been found, which has led to the proposal that *P. g. collaris* should be raised to species status (J-F. Trape, personal communication.; Trape & Mané 2017; Trape *et al.*, 2020).

Genus *Psammophis* (Boié in Fitzinger, 1826)

We found six individuals of snakes belonging to this genus. A juvenile *Psammophis schokari* (Forskål, 1775), was found between Nouakchott and Diawling National Park (17.41°N, -16.05°W). This snake was active in the late morning in sandy habitat with scattered bushes and trees. Several lizards (*Acanthodactylus* sp.) were also observed in the area.

The other individuals were specimens of the recently described *Psammophis afroccidentalis* Trape, Böhme & Mediannikov, 2019. Three individuals were found in Diawling National Park: two adults escaped in spiny bushes (16.29°N, -16.40°W; 16.27°N, -16.39°W), whereas one juvenile was captured and photographed (16.30°N, -16.39°W). All these sand snakes had a striped pattern. Another adult sand snake was found dead on the road near Tekane (16.60°N, -15.33°W). Finally, a large *P. afroccidentalis* was found at night on the branches of a dense bush at about one meter from the ground at the edge of a flooded area (17.16°N, -12.18°W). These two latter individuals had no dorsal pattern.

Naja sp. Laurenti, 1768

A shed skin of a big snake was found near buildings in Diawling National Park (16.30°N, -16.40°W). The head part was missing, however based on the large size (probably a snake of around 2 meters) and expert opinion (W. Wüster, personal communication), we estimate that the shed can be attributed to a big cobra (*Naja* sp.). Sow *et al.* (2017) found a cobra that was reported as *Naja nigricollis* (Reinhardt, 1843) at less than 200 meters from the same spot. Further genetic analysis on the shed skin of the cobra reported in Diawling by Sow *et al.* (2017) revealed, however, that the species was indeed *Naja senegalensis* Trape, Chirio & Wüster, 2009 (Velo-Antón *et al.*, 2022), a phylogenetically sister species to *Naja haje* that was not previously reported in the country (Trape & Mané, 2006; Trape *et al.*, 2009).

It is important to clarify which of the records historically assigned to *Naja nigricollis* in Mauritania are in fact *Naja senegalensis*.

The defensive behavior of *N. nigricollis*, that is a venom spitting cobra (Kazandjian *et al.*, 2021), should help in the identification of this species at least in alive individuals.

Bitis arietans (Merrem, 1820)

The presence of the puff adder in Diawling National Park was suggested by some authors (Sow *et al.*, 2017; Nickel, 2003). Photographs taken by rangers of the National Park also indicated that the species is present in Diawling (F. Martínez-Freiria, personal communication). We found four individuals in two different habitats in the National Park. Two subadults were found at night at the edge of lagoons close to the entrance of the park (16.30°N, -16.39°W; 16.31°N, -16.39°W). Two adults, male and female, were found in savanna habitat near a forest; the female was found hidden inside a bush during the day whereas the male was found at night ambushing in another bush (both in 16.28°N, -16.40°W).

Cerastes cerastes (Linnaeus, 1758)

We found three adult individuals in a coastal area north of Nouakchott (18.25°N-16.03°W). The vipers were found moving or in ambush position during the night hours.

Echis leucogaster (Roman, 1972)

The taxonomic status of the *Echis pyramidum* group is still unclear. Molecular analyses showed a low genetic distance between the *leucogaster* clade, that includes samples of Tunisian individuals morphologically assigned to *Echis pyramidum* as well as samples from Mauritania, Morocco, Senegal, Mali and Niger, and the *pyramidum* clade, that include samples from Egypt, Kenya and Sudan (Pook *et al.*, 2009). Moreover, no morphological differences are

obvious in populations of the *leucogaster* clade and some of the populations of the *pyramidum* clade (T. Mazuch, personal communication). In conformity with recent publications (Chippaux & Jackson, 2019; Spawls & Branch, 2020; Velo-Antón *et al.*, 2022), we refer the individuals found in Mauritania as *E. leucogaster*, waiting for a more comprehensive taxonomic characterization of the *Echis pyramidum* species complex.

Echis leucogaster was the snake most frequently observed during the expedition, with up to 15 records in six areas (16.60°N, -15.90°W; 16.20°N, -13.05°W; 16.00°N, -12.59°W; 16.54°N, -10.75°W; 14.80°N, -12.20°W; 14.85°N, -12.19°W). These snakes were in very different habitats (comprising Sahelian Acacia savanna, sandy areas and riparian environments), showing a great adaptability in habitat preference for the species. Notably, no individuals were found in Diawling National Park (Sow *et al.*, 2017). This is surprising, considering that *E. leucogaster* is one of the commonest snakes in Southern Mauritania and Northern Senegal (Trape *et al.*, 2006; personal observation).

In Guemou (southern Guidimaka), some villagers commented about the real problem of snakes entering in houses, clearly recognizing in photographs *E. leucogaster* as the most common snake in the area. Six adult individuals were found in two hours in the surroundings of the village, suggesting that this snake could be particularly abundant. Although these vipers were generally calm (none of them tried to bite the authors when captured and during manipulation), they can bite fast if they feel threatened, so accidents must happen considering that local people, including those that work in agriculture fields, normally do not wear shoes.

Crocodylus suchus (Geoffroy Saint-Hilaire, 1807)

Relict populations of the West African crocodile have been rediscovered in Mauritania at the end of the last century (Shine *et al.*, 2001). Since then, several scientific expeditions have increased knowledge on the distribution and population size of this emblematic species (Brito *et al.*, 2011; Campos *et al.*, 2016).

We observed a few individuals in Diawling National Park, including a young adult that was found at night in a small water puddle with abundant riparian vegetation (16.30°N, -16.39°W). As indicated in Sow *et al.* (2017), the seasonal variation in the number of crocodiles is likely associated to the dynamics of water availability and that would explain the low amount of crocodiles found during our expedition.

In the Metraoucha *guelta* and the emissary stream (from point 16.53°N, -10.74°W to point 16.54°N, -10.74°W), we observed several individuals (approx. 20) of different sizes, from large adults (over 2 meters) to hatchlings. Interestingly, a similar number of crocodiles has been reported in the same locality by Brito *et al.* (2011). Adult crocodiles had an elusive behavior and entered into water whenever we approached the *guelta*.

Local people told us that *Crocodylus suchus* can be found in a *guelta* located near Aouinet Nanaga (17.18°N, -12.24°W), however we did not observe any crocodile nor their tracks.

Mauritania is a large nation, mostly occupied by desert. However, the southern part of the country contains various ecosystems, including dry savanna, coastal areas, mountains and wetland environments, which justifies its global importance for biodiversity conservation (Brito *et al.*, 2014; Vale *et al.*, 2015; Brito *et al.*, 2016; Sow *et al.*,

2017). In recent years, field investigations have greatly increased knowledge of the herpetofauna of Mauritania, resulting in the most updated taxonomic lists of amphibians and reptiles present in the country (Sow *et al.*, 2014, 2017; Naia & Brito, 2020; and references therein). However, future work is needed to continue improving knowledge of the herpetofauna of this country and begin effective conservation measures as proposed by Brito *et al.*, (2016). Indeed, the hotspots for Mauritania herpetofauna, such as the *gueltas*, have high biodiversity value and their protection is needed.

In this article, we have reported recent observations that will help to fulfil the knowledge gap in the species of amphibians and reptiles of Mauritania and their distribution. In particular, we have provided the first documented observation for the presence of *Prosymna greigerti* in the country, and we have expanded the known distribution of several other species by adding new localities to their distribution ranges. We concentrated our fieldwork predominantly in the southernmost part of Mauritania, an area characterized by the transition between the Sahel to the Sudanese savanna ecosystems, which exhibits a high diversity of both amphibians and reptiles (Sow *et al.*, 2017; Sampaio *et al.*, 2021; Velo-Antón *et al.*, 2022). Unfortunately, our field trip was partly limited by the strong rains that left some areas inaccessible. We expect that further fieldwork campaigns, especially in the Guidi-

maka region, may reveal the presence of other species recorded in north Senegal or Mali, such as *Elapsoidea trapei* (Mané, 1999), *Causus maculatus* (Hallowell, 1842), *Naja katiensis* (Angel, 1922), *Echis jogeri* (Cherlin, 1990) and *Phrynomantis microps* (Peters, 1875).

Some of the species recorded in the present article (*Scincus albifasciatus*, *Varanus niloticus*, *Sclerophrys* sp., *Kassina senegalensis*, *Hoplobatrachus occipitalis*) were found trapped inside wells or similar structures built to collect water, especially in Diawling National Park. The presence of water cisterns in arid regions has a major impact on the herpetofauna, as well documented in Morocco (Pleguezuelos *et al.*, 2017; Martínez del Mármol *et al.*, 2019). Thus, environmental education for the Mauritania institutions would be essential to avoid the proliferation of these structures or for taking effective measures to avoid the entrapping of animals. The presence of large numbers of dead animals in water cisterns is a problem not only for the ecosystems but also for people, because of the quality of the water.

ACKNOWLEDGEMENTS: To A. Sánchez-Vialas, P.A. Crochet, J.F. Trape, P. Geniez, P. Wagner, W. Wüster, T. Mazuch, F. Martínez-Freiría, J. Penner and G. Velo-Antón for the help with the identifications and information. To M. Vaillant and H. Nickel, for the help in the preparation of the trip. To A. Fernández for her help in producing the maps.

REFERENCES

- Bentley, P.J. 1966. Adaptation of amphibia to arid environments. *Science*, 152(3722): 619–623.
- Böhme, W., Wilms, T., Nickel, H. & Merz, M. 2001. Bericht über eine herpetologische Forschungsreise in die westliche Sahara und ihre Randgebiete. *Zeitschrift des Kölner Zoos*, 44(3): 117–131.
- Brito, J.C., Martínez-Freiría, F., Sierra, P., Sillero, N. & Tarroso, P. 2011. Crocodiles in the Sahara Desert: an update of distribution, habitats and population status for conservation planning in Mauritania. *PLoS ONE*, 6: e14734.
- Brito, J.C., Godinho, R., Martínez-Freiría, F., Pleguezuelos, J.M., Rebelo, H., Santos, X., Vale, C.G., Velo-Antón, G., Boratyński, Z., *et al.* 2014. Unravelling biodiversity, evolution and threats to conservation in the Sahara-Sahel. *Biological Reviews*, 89(1): 215–231.
- Brito, J.C., Tarroso, P., Vale, C.G., Martínez-Freiría, F., Boratyński, Z., Campos, J.C., Ferreira, S., Godinho, R., Leite, J.V., *et al.* 2016. Conservation Biogeography of the Sahara-Sahel: additional protected areas are needed

- to secure unique biodiversity. *Diversity and Distributions*, 22(4): 371–384.
- Campos, J.C., Martínez-Freiría, F., Vieira Sousa, F., Santárem, F. & Brito, J.C. 2016. Update of distribution, habitats, population size and threat factors for the West African crocodile in Mauritania. *Amphibia-Reptilia*, 37: 325–330.
- Chippaux, J.P. & Jackson, K. 2019. *Snakes of Central and Western Africa*. Johns Hopkins University Press. Baltimore. USA.
- Chirio, L., Ineich, I., Schmitz, A. & Trape, J.F. 2011. Note sur la systématique de quelques espèces du genre *Prosymna* Gray, 1849 en Afrique au Nord de l'Equateur (Serpentes, Prosymnidae). *Revue Suisse de Zoologie*, 118(1): 157–173.
- Crochet, P.A., Geniez, P. & Ineich, I. 2003. A multivariate analysis of the fringe-toed lizards of the *Acanthodactylus scutellatus* group (Squamata: Lacertidae): systematics and biogeographical implications. *Zoological Journal of the Linnean Society*, 137: 117–155.
- Gonçalves, D.V., Brito, J.C., Crochet, P.A., Geniez, P., Padial, J.M. & Harris, D.J. 2012. Phylogeny of North African *Agama* lizards (Reptilia: Agamidae) and the role of the Sahara desert in vertebrate speciation. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 64(3): 582–591.
- Gonçalves, D.V., Pereira, P., Velo-Antón, G., Harris, D.J., Carranza, S. & Brito, J.C. 2018. Assessing the role of aridity-induced vicariance and ecological divergence in species diversification in North-West Africa using *Agama* lizards. *Biological Journal of the Linnean Society*, 124(3): 363–380.
- Gonçalves, D.V. & Brito, J.C. 2020. Second Sahelian amphibian endemism suggested by phylogeography of Groove crowned Bullfrog (*Hoplobatrachus occipitalis*) in western Sahel and hints of polyploid species formation. *Journal of Zoological Systematics and Evolutionary Research*, 58(1): 262–274.
- Kazandjian, T.D., Petras, D., Robinson, S.D., Van Thiel, J., Greene, H.W., Arbutckle, K., Barlow, A., Carter, D.A., Wouters, R.M., *et al.* 2021. Convergent evolution of pain-inducing defensive venom components in spitting cobras. *Science*, 371(6527): 386–390.
- Koppetsch, T. & Böhme, W. 2022. On the identity of west Saharan geckos of the *Tarentola ephippiata* complex (Squamata: Phyllodactylidae), with comments on an extreme case of syntopy with their close relative *T. annularis*. *African Journal of Herpetology*, 71(2): 139–159.
- León Vigar, R. 2020. *Stenodactylus petrii* Anderson, 1896. In: Martínez, G., León R., Jiménez-Robles, O., González de la Vega, J.P., Gabari, V., Rebollo, B., Sánchez-Tójar, A., Fernández-Cardenete, J.R. & Gállego, J. (eds.). *Moroccoherps. Anfibios y Reptiles de Marruecos*. <www.moroccoherps.com/fichal/ Stenodactylus_petrii/> [Consulta: 26 enero 2023].
- Machado, L., Salvi, D., Harris, D.J., Brito, J.C., Crochet, P.A., Geniez, P., Ahmadzadeh, F. & Carranza, S. 2021. Systematics, biogeography and evolution of the Saharo-Arabian naked-toed geckos genus *Tropicolotes*. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 155: 106969.
- Martínez del Mármol, G., Harris, J., Geniez, P., de Pous, P. & Salvi, D. 2019. *Amphibians and Reptiles of Morocco*. Chimaïra. Frankfurt. Germany.
- Mediannikov, O., Trape, S. & Trape, J.F. 2012. A molecular study of the genus *Agama* (Squamata: Agamidae) in West Africa, with description of two new species and a review of the taxonomy, geographic distribution, and ecology of currently recognized species. *Russian Journal of Herpetology*, 19: 115–142.
- Metallinou, M., Arnold, E.N., Crochet, P.A., Geniez, P., Brito, J.C., Lymberakis, P., Baha el Din, S., Sindaco, R., Robinson, M. & Carranza, S. 2012. Conquering the Sahara and Arabian deserts: systematics and biogeography of *Stenodactylus* geckos (Reptilia: Gekkonidae). *BMC Evolutionary Biology*, 12(1): 1–17.
- Naia, M. & Brito, J.C. 2020. Catalogue of the amphibians of Mauritania: diversity, distribution, conservation and identification key. *Biodeserts Report* EN-01.
- Nickel, H. 2003. Ökologische Untersuchungen zur Wirbeltierfauna im südöstlichen Mauritien. Zwei Fallstudien unter besonderer Berücksichtigung der Krokodile. *Begleitprogramm Tropenökologie (TOB)*.
- Padial, J.M. 2006. Commented distributional list of the reptiles of Mauritania (West Africa). *Gnaelsia*, 62: 159–178.
- Padial, J.M., Crochet, P.A., Geniez, P. & Brito, J.C. 2013. Chapter 24. Amphibian conservation in Mauritania. *Basic and Applied Herpetology*, 27: 11–22.
- Pleguezuelos, J.M., García-Cardenete, L., Caro, J., Feriche, M., Pérez-García, M.T., Santos, X., Marisa, S. & Fahd, S. 2017. Barriers for conservation: mitigating the impact on amphibians and reptiles by water cisterns in arid environments. *Amphibia-Reptilia*, 38(1): 113–118.
- Pook, C.E., Joger, U., Stümpel, N. & Wüster, W. 2009. When continents collide: Phylogeny, historical biogeography and systematics of the medically important viper genus *Echis* (Squamata: Serpentes: Viperidae). *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 53(3): 792–807.
- Sampaio, M., Velo-Antón, G., Martínez-Freiría, F., Sánchez-Vialas, A., Pleguezuelos, J.M., Geniez, P. & Brito, J.C. 2021. Beyond the comfort zone: amphibian diversity and distribution in the West Sahara Sahel using mtDNA and nuDNA barcoding and spatial modelling. *Conservation Genetics*, 22: 233–248.
- Sánchez-Vialas, A., Calvo-Revuelta, M. & Márquez, R. 2017. *Ptychadena* in Mauritania and the first record of *Ptychadena schillukorum*. *ZooKeys*, 673: 125–133.
- Schleich, H.H., Kastle, W. & Kabisch, K. 1996. *Amphibians and Reptiles of North Africa*. Koeltz Scientific Books. Koenigstein. Germany.
- Shine, T., Robertson, P. & Lamarche, B. 2001. Mauritania. 567–581. In: L.D.C. Fishpool & M.I. Evans (eds.). *Important bird areas in Africa and associated islands. Priority sites for conservation*. Series: BirdLife Conservation Series, vol. 11. Pisces Publications - BirdLife International. Newbury - Cambridge. UK.
- Sow, A.S., Martínez-Freiría, F., Crochet, P.A., Geniez, P., Ineich, I., Dieng, H., Fahd, S. & Brito, J.C. 2014. Atlas of the distribution of reptiles in the Parc National du Banc d'Arguin, Mauritania. *Basic and Applied Herpetology*, 28: 99–111.
- Sow, A.S., Vasconcelos Gonçalves, D., Vieira Sousa, F., Martínez-Freiría, F., Santarém, F., Velo-Antón, G., Dieng, H., Campos, J.C., Khayar Diagne, S., *et al.* 2017. Atlas of the distribution of amphibians and reptiles in the

- Diawling National Park, Mauritania. *Basic and Applied Herpetology*, 31: 101–116.
- Pawls, S. & Branch, B. 2020. *The dangerous snakes of Africa*. Princeton University Press. New Jersey. USA.
- Trape, J.F. & Mané, Y. 2006. *Guide des Serpents d'Afrique Occidentale: Savane et Désert*. IRD éditions. Marseille. France.
- Trape, J.F., Chirio, L., Broadley, D.G. & Wüster, W. 2009. Phylogeography and systematic revision of the Egyptian cobra (Serpentes: Elapidae: *Naja haje*) species complex, with the description of a new species from West Africa. *Zootaxa*, 2236: 1–25.
- Trape, J.F., Trape, S. & Chirio, L. 2012. *Lézards, crocodiles et tortues d'Afrique Occidentale et du Sahara*. IRD éditions. Marseille. France.
- Trape, J.F. & Mané, Y. 2017. The snakes of Mali. *Bonn zoological Bulletin*, 66 (2): 107–133.
- Trape, J.F., Crochet, P.A., Broadley, D.G., Sourouille, P., Mané, Y., Burger, M., Böhme, W., Saleh, M., Karan, A., et al. 2019. On the *Psammophis sibilans* group (Serpentes, Lamprophiidae, Psammophiinae) north of 12°S, with the description of a new species from West Africa. *Bonn zoological Bulletin*, 68(1): 61–91.
- Trape, J.F., Demba Kodindo, I., Sougoudi Djiddi, A., Mad-Toingue, J. & Hinzoume Kerah, C. 2020. The snakes of Chad: results of a field survey and annotated country-wide checklist. *Bonn zoological Bulletin*, 69(2): 369–395.
- Tsairi, H. & Bouskila, A. 2004. Ambush selection of a desert snake (*Echis coloratus*) at an oasis. *Herpetologica*, 60(1): 13–23.
- Uetz, P., Freed, P., Aguilar, R. & Hošek, J. 2022. The Reptile Database. <<http://www.reptile-database.org>>
- Vale, C.G., Tarraso, P., Campos, J.C., Gonçalves, D.V. & Brito, J.C. 2012. Distribution, suitable areas and conservation status of the Boulenger's agama (*Agama boulengeri*, Lataste 1886). *Amphibia-Reptilia*, 33(34): 526–532.
- Vale, C.G., Pimm, S.L. & Brito, J.C. 2015. Overlooked mountain rock pools in deserts are critical local hotspots of biodiversity. *PLOS ONE*, 10(2), e0118367.
- Velo-Antón, G., Henríque, M., Liz, A.V., Martínez-Freiría, F., Pleguezuelos, J.M., Geniez, P., Crochet, P.A. & Brito, J.C. 2022. DNA barcode reference library for the West Sahara-Sahel reptiles. *Sci Data*, 9: 459. <<https://doi.org/10.1038/s41597-022-01582-1>>.
- Vicent-Castelló, P., Herrero-González, D., Rodríguez-Lozano, J.J., García-Antón, P. & Sánchez-Vialas, A. 2018. On the presence of *Scincopus fasciatus* (Squamata, Scincidae) in Mauritania. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 29(1): 56–58.
- Wagner, P., Wilms, T.M., Bauer, A. & Böhme, W. 2009. Studies on African *Agama*. V. On the origin of *Lacerta agama* Linnaeus, 1758 (Squamata: Agamidae). *Bonner zoologische Beiträge*, 56: 215–223.
- Welch, K.R.G. 1982. *Herpetology of Africa: a checklist and bibliography of the orders Amphisbaenia, Sauria, and Serpentes*. R.E. Krieger Publishing. Malabar. USA.

Límite norte costero de la distribución de *Podarcis lusitanicus*. ¿Ha variado en 40 años?

Pedro Galán

Grupo de Investigación en Biología Evolutiva (GIBE). Departamento de Biología. Facultad de Ciencias. Universidade da Coruña. Campus da Zapateira, s/n. 15071 A Coruña. España. C.e.: pedro.galan@udc.es.

Fecha de aceptación: 26 de junio de 2023.

Key words: Galicia, Historical data, Lacertidae, Lizards, NW Spain, Range boundary change.

La lagartija lusitana (*Podarcis lusitanicus*) es un endemismo noroccidental ibérico que ha sido elevado al rango de especie recientemente (Caeiro-Dias *et al.*, 2021) y que se distribuye por el norte de Portugal, Galicia y zonas aledañas de Castilla y León, Asturias y extremo occidental de Cantabria (Carretero *et al.*, 2022). Sin embargo, a diferencia de otros endemismos ibéricos noroccidentales, su distribución no alcanza el extremo norte de Galicia, sino que ocupa únicamente la mitad meridional de esta comunidad. Su lími-

te septentrional se encuentra, por el interior de Galicia, en el este de la provincia de Lugo, en Negueira de Muñiz. Por la costa occidental, su límite norte no alcanza el cabo de Finisterre ni el interior de la ría de Corcubión, sino que se encuentra al sur de esta ría, en los límites de los ayuntamientos de Dumbría y Cee, en la zona meridional de la provincia de A Coruña (Bas, 1983; Galán, 1986, 2020; Balado *et al.*, 1995; Sá-Sousa & Pérez-Mellado, 2002; Sociedade Galega de Historia Natural, 2023; véase también SIARE, 2023; iNaturalist, 2023).

Foto Pedro Galán



Figura 1: Macho adulto de *Podarcis lusitanicus* del límite norte de su distribución geográfica por la costa, en el monte de Caneliñas (A Coruña). Lacértido de constitución grácil, adaptado a trepar por rocas, los machos suelen mostrar diseños reticulados negros sobre fondo verdoso.

Se ha relacionado su límite norte de distribución en Galicia con la isoterma de los 14° C (Galán, 1986; Sá-Sousa & Pérez-Mellado, 2002).

Existe una cita aislada al norte de esta zona, en la ría de Camariñas (Sociedade Galega de Historia Natural, 2023), pero después de haber realizado muestreos repetidos en esa localidad, no hemos podido encontrar evidencias de su presencia en ella, así como tampoco entre ese punto aislado y la distribución conocida indicada.

Se ha pronosticado que el cambio climático está influyendo en la distribución de diversas especies, provocando, entre otros efectos, el desplazamiento hacia el norte de sus áreas de distribución (por ejemplo, Hitch & Leberg, 2007), lo que también se ha indicado para las distribuciones latitudinales de los reptiles ibéricos (Moreno-Rueda *et al.*, 2012). La existencia de datos detallados de la distribución geográfica de determinadas especies en el pasado puede permitir, al compararlos

con datos de su distribución actual, comprobar las variaciones en estos rangos debidas, entre otros factores, al cambio climático global (Wu, 2016). En este sentido, el motivo de la presente nota es ofrecer información actualizada sobre el límite norte de la distribución costera de *Podarcis lusitanicus* comparándola con la que tenía hace cuatro décadas, para poder comprobar si este límite septentrional ha sufrido cambios a lo largo de ese período.

A principios de la década de 1980 habíamos estudiado la distribución de esta especie y otras del género *Podarcis* en el noroeste ibérico (Galán, 1986). Pudimos constatar que el límite norte costero de *P. lusitanicus* se encontraba en las localidades de Ézaro, laderas septentrionales del monte Pindo, periferia de la playa de Gures y Caneliñas, puntos estos dos últimos situados en la boca sur de la ría de Corcubión (Galán, 1986; datos propios inéditos, años 1981-1987).

Entre febrero y mayo de 2021, 2022 y 2023, cuando habían transcurrido entre 42 y 36 años de las prospecciones señaladas anteriormente, volvimos a recorrer esas mismas zonas y otras periféricas, especialmente las situadas más al norte, empleando la misma metodología para detectar a las dos especies del género *Podarcis* presentes en esa área. *Podarcis lusitanicus* es una especie saxícola, muy vinculada a los afloramientos rocosos (Galán, 1986; Carretero *et al.*, 2022) y durante el final del invierno y la primavera es fácil de observar asoleándose sobre las rocas (Figura 1). De esta manera, georreferenciamos todas las observaciones que obtuvimos de esta especie, así como de *Podarcis bocagei*, que comparte su misma zona geográfica y con la que con frecuencia convive (para su presencia conjunta en esa zona, véase Galán, 2020). Además de los medios rocosos, muestreamos también todos los hábitats susceptibles de albergar pequeños lacértidos, como muros de

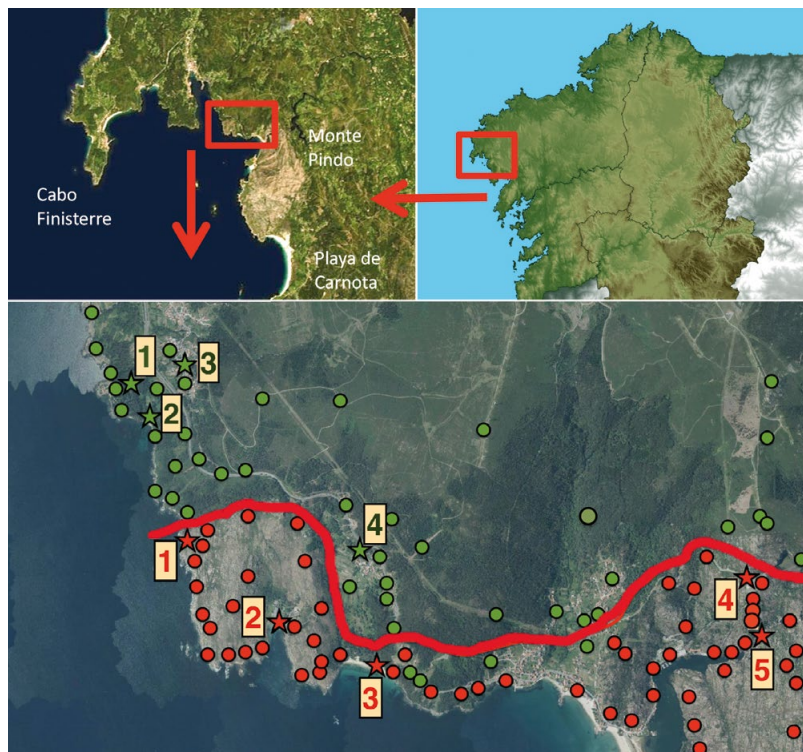


Figura 2: Localización de las observaciones de *Podarcis lusitanicus* (color rojo) y *Podarcis bocagei* (color verde) en el tramo costero comprendido entre la ensenada de Ézaro (Dumbría), al sureste, y Punta de Ameixenda (Cee), al noroeste, zona que constituye el límite norte de la distribución por la costa de la lagartija lusitánica. Con círculos se indican las observaciones en 2021-2023 y con estrellas y números las realizadas en 1981-1987. La línea roja indica el límite norte de la distribución de *Podarcis lusitanicus*, según estas observaciones. Como se puede ver, dicho límite coincide con el observado hace cuatro décadas. Ver texto para los números de las localidades.

construcciones, taludes de todo tipo, linderos, playas, etc.

En la Figura 2 se representan los puntos donde se observó la presencia de *P. lusitanicus* en los años 1981-1987 (representados por estrellas rojas y números), así como donde se localizó en 2021-2023 (representados por puntos rojos). En el primer período, es decir, hace cuatro décadas, estos puntos fueron (números representados en rojo en la Figura 2):

1. Extremo norte costero del monte de Caneliñas. Ameixenda, Cee (A Coruña). UTM 1 x 1 km: 29TMH8651.
2. Puerto y playa de Caneliñas. Ameixenda, Cee (A Coruña). UTM 1 x 1 km: 29TMH8751.
3. Playa de Gures. Ameixenda, Cee (A Coruña). UTM 1 x 1 km: 29TMH8850.
4. Mirador de Ézaro. Ézaro, Dumbría (A Coruña). UTM 1 x 1 km: 29TMH9051.

5. Entorno de la cascada del río Xallas (Fervenza do Xallas). Ézaro, Dumbría (A Coruña). UTM 1 x 1 km: 29TMH9051.

Las localizaciones de esta especie en la actualidad (años 2021-2023), representadas por puntos rojos en la Figura 2, aunque mucho más numerosas que en el período anterior por la mayor intensidad del muestreo, coinciden en líneas generales con las de la década de 1980. Es decir, alcanzan, sin sobrepasar, una línea imaginaria (representada por un trazo rojo en la Figura 2) que, partiendo del extremo norte del monte de Caneliñas, sigue hacia el este por dicho monte, pasa por la playa de Gures y alcanza la cascada y el mirador de Ézaro. Este es, por lo tanto, el límite norte por la costa de la distribución de *P. lusitanicus*, tanto hace 36-42 años como en la actualidad.

Las diferencias que se observan entre ambos períodos sobre la extensión de la presen-

Figura 3: Ensenada y monte de Caneliñas, donde se encuentra la población más septentrional por la costa de *Podarcis lusitanicus*. Este monte está formado por grandes afloramientos rocosos graníticos, muy similares a los del vecino monte Pindo, lo que constituye un hábitat muy favorable para esta especie saxícola. Al fondo se ve el cabo de Finisterre.



cia de *P. lusitanicus*, como su existencia en la totalidad del monte de Caneliñas, las observaciones al este de la playa de Gures, siguiendo la costa, o en el núcleo urbano de Ézaro y su entorno, se deben, como hemos indicado, a una mayor intensidad de muestreo en estos tres últimos años. Pero no superan hacia el norte las realizadas hace cuatro décadas.

En las zonas situadas al norte de la línea roja de la Figura 2 se encontró únicamente a *P. bocagei*, tanto en el primero como en el segundo período de muestreo. Las localidades donde se observó a la lagartija de Bocage en 1981-1987 fueron (señaladas como estrellas de color verde y números también en verde en la Figura 2):

1. Entorno del Castillo del Príncipe (Castelo do Príncipe), Ameixenda, Cee (A Coruña). UTM 1 x 1 km: 29TMH8652.
2. Playa de A Camboa, Ameixenda, Cee (A Coruña). UTM 1 x 1 km: 29TMH8652.
3. Núcleo urbano de Ameixenda, Cee (A Coruña). UTM 1 x 1 km: 29TMH8653.
4. Núcleo urbano de Gures, Ameixenda, Cee (A Coruña). UTM 1 x 1 km: 29TMH8751.

En los muestreos realizados en 2021-2023 *P. bocagei* seguía presente en estas mismas localidades y otras próximas, tanto al norte como al sur de la línea roja de la Figura 2. Lo relevante es destacar que en ellas no se detectó la presencia de *P. lusitanicus*, al igual que hace cuatro décadas.

Además de las citas publicadas en los diferentes atlas de distribución (Balado *et al.*, 1995; Sá-Sousa & Pérez-Mellado, 2002; Sociedade Galega de Historia Natural, 2023), en los datos aportados en la base de datos de iNaturalist sobre *P. lusitanicus* en esa zona, tampoco se registran observaciones al norte de la línea que hemos señalado (iNaturalist, 2023), así como tampoco en el Servidor de Información de Anfibios y Reptiles de España de la AHE. (SIARE, 2023).

Según nuestras observaciones, la lagartija lusitana no ha expandido su rango geográfico costero en un período de cuatro décadas, desde el decenio de 1980 hasta los inicios de 2020.

Se ha indicado que el cambio climático puede tener como consecuencia variaciones en la distribución de las especies, especialmente latitudinales (Moreno-Rueda *et al.*, 2012;

Sousa-Guedes *et al.*, 2020). Pero en este caso, no se ha observado ningún tipo de variación en el límite norte de distribución de la lagartija lusitana en las últimas cuatro décadas. Sin embargo, hay que tener en cuenta que esta especie se encuentra muy vinculada a unos tipos concretos de hábitat, especialmente en el límite norte de su distribución geográfica, como son los grandes afloramientos rocosos con buena exposición al sol, aunque puede ocupar también muros de piedra (Galán, 1986, 2020; Sillero & Gonçalves-Seco, 2014; Gomes *et al.*, 2016). El límite norte de su distribución costera coincide precisamente con uno de esos grandes afloramientos rocosos, el monte de Caneliñas (Figura 3). Más al norte de él, los hábitats son muy diferentes, consistiendo en un mosaico de matorrales, bosques mixtos y plantaciones de eucaliptos y pinos. En esos hábitats situados más al norte de Caneliñas, la especie ya no está presente, siendo sustituida por *P. bocagei*, que ocupa esos otros hábitats. Es interesante destacar que en el monte de Caneliñas, la única especie observada ha sido *P. lusitanicus* y no *P. bocagei*, que es abundan-

te en su periferia. Por su parte, *P. lusitanicus* también es abundante en todo este monte, justo hasta donde terminan los grandes afloramientos rocosos (Figura 2).

Se ha demostrado que los gradientes en el paisaje determinan los valores de los indicadores del cambio climático con tanta fuerza como la temperatura (Clavero *et al.*, 2011) y que, de manera general, no se deben de considerar de forma separada los efectos del cambio climático y los gradientes del hábitat a la hora de evaluar los cambios de distribución de las especies (Barnagaud *et al.*, 2012). Por lo tanto, el que la lagartija lusitana no haya extendido hacia el norte su área de distribución costera en un período de 40 años puede deberse a la estricta selección del hábitat que realiza, los grandes afloramientos rocosos, limitando su expansión hacia zonas donde estos no existen. Es decir, los gradientes de hábitat pueden tener mayor peso en las variaciones de sus límites de distribución que el cambio climático. Por ello, este caso sería un ejemplo de cómo pueden afectar los gradientes de hábitat sobre las variaciones de distribución debidas al cambio climático.

REFERENCIAS

- Balado, R., Bas, S. & Galán, P. 1995. Anfibios e réptiles. 65-170. In: Consello da Cultura Galega & Sociedade Galega de Historia Natural (eds.). *Atlas de Vertebrados de Galicia. Aproximación a distribución dos Vertebrados terrestres de Galicia durante o quinquenio 1980-85. Tomo I: Peixes, Anfibios, Réptiles e Mamíferos*. Agencia Gráfica, S.A. Santiago de Compostela.
- Barnagaud, J.Y., Devictor, V., Jiguet, F., Barbet-Massin, M., Le Viol, I. & Archaux, F. 2012. Relating habitat and climatic niches in birds. *PLOS ONE*, 7(3): e32819. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0032819>.
- Bas, S. 1983. Atlas provisional de los vertebrados terrestres de Galicia. Años 1970-1979. Parte I: Anfibios y reptiles. *Monografías de la Universidad de Santiago de Compostela*, 73: 1-54.
- Caeiro-Dias, G., Rocha, S., Couto, A., Pereira, C., Brelsford, A., Crochet, P.A. & Pinho, C. 2021. Nuclear phylogenies and genomics of a contact zone establish the species rank of *Podarcis lusitanicus* (Squamata, Lacertidae). *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 164: 107270. <https://doi.org/10.1016/j.ympev.2021.107270>.
- Carretero, M.A., Galán, P. & Salvador, A. 2022. Lagartija lusitana - *Podarcis lusitanicus*. In: López, P. & Martín, J. (eds.). *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Museo Nacional de Ciencias Naturales. Madrid. <http://www.vertebradosibericos.org/> [Consulta: 15 mayo 2023].
- Clavero, M., Villero, D. & Brotons, L. 2011. Climate change or land use dynamics: do we know what climate change indicators indicate? *PLoS ONE*, 6(4): e18581. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0018581>.
- Galán, P. 1986. Morfología y distribución del género *Podarcis* Wagler, 1830 (Sauria, Lacertidae) en el Noroeste de la Península Ibérica. *Revista Española de Herpetología*, 1: 87-132.
- Galán, P. 2020. Zona de contacto y uso del espacio de dos especies de *Podarcis* en el Monte Pindo (A Coruña, Galicia). ¿Simpatria o parapatria? *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 31(1): 9-18.
- Gomes, V., Carretero, M.A. & Kaliontzopoulou, A. 2016. The relevance of morphology for habitat use and locomotion in two species of wall lizards. *Acta Oecologica*, 70: 87-95.

- Hitch, A.T. & Leberg, P.L. 2007. Breeding distribution of North American bird species moving north as a result of climate change. *Conservation Biology*, 21(2): 534–539.
- iNaturalist. 2023. Lagartija lusitana. A Coruña, España. <https://spain.inaturalist.org/observations?place_id=6779&taxon_id=424861> [Consulta: 14 mayo 2023].
- Moreno-Rueda, G., Pleguezuelos, J.M., Pizarro, M. & Montori, A. 2012. Northward shifts of the distribution of Spanish reptiles in association with climate change. *Conservation Biology*, 26(2): 278–283.
- Sá-Sousa, P. & Pérez-Mellado, V. 2002. *Podarcis hispanica* (Steindachner, 1870). Lagartija ibérica. 245–247. In: Pleguezuelos, J.M., Márquez, R. & Lizana, M. (eds.). *Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Asociación Herpetológica Española. Madrid.
- SIARE. (Servidor de Información de Anfibios y Reptiles de España). 2023. *Podarcis guadarramae*. Asociación Herpetológica Española (AHE). <<https://siare.herpetologica.es/bdh/distribucion>> [Consulta: 16 mayo 2023].
- Sillero, N. & Gonçalves-Seco, L. 2014. Spatial structure analysis of a reptile community with airborne LiDAR data. *Journal of Geographical Information Science*, 28: 1709–1722.
- Sociedade Galega de Historia Natural. 2023. *10ª Actualización do Atlas de Anfibios e Réptiles de Galicia*. Período 2005–2022. <http://sghn.org/wp-content/uploads/2023/03/Atlas_herpetos_Galicia_actualizacion_2022.pdf> [Consulta: 20 mayo 2023].
- Sousa-Guedes, D., Arenas-Castro, S. & Sillero, N. 2020. Ecological niche models reveal climate change effect on biogeographical regions: The Iberian Peninsula as a case study. *Climate*, 8(3): 42. <<https://doi.org/10.3390/cli8030042>>.
- Wu, J. 2016. Can changes in the distribution of lizard species over the past 50 years be attributed to climate change? *Theoretical and Applied Climatology*, 125: 785–798.

Presencia de poblaciones estables y reproductoras de *Tarentola mauritanica* en Cantabria

Juan M. Gómez de Berrazueta^{1,3}, José M^a. López¹, Òscar Martínez¹,
Clemente López¹, Antonio Folch¹, Severino Bonafe¹, Alfredo Cañete¹, Teófilo Marrón²,
Guillermo Simón-Altuna³, Fernando Gómez de Berrazueta⁴, Eduardo De Andrés⁵,
Fernando Martín⁶ & Mario Castillo⁷

¹ Sociedad Herpetológica Valenciana (SoHeVa). Apdo. de Correos 99. 46210 Picanya. Valencia. España. C.e.: jmgomezberrazueta@hotmail.com

² Colegio La Salle. Cl. Alonso Vega, 33. 39007 Santander. Cantabria. España.

³ Colegio Mercedes. Cl. General Dávila, 111. 39007 Santander. Cantabria. España.

⁴ Cl. Alta, 29 bajo. 39008. Santander. Cantabria. España.

⁵ SEO Birdlife Cantabria. Centro de Estudios de las Marismas. Avda. de Chiclana, 8. 39610 Astillero. Cantabria. España.

⁶ FALCONIA. Cl. Río Mijares, 17. 39612 Parbayon. Cantabria. España.

⁷ Cl. Ascao, 66. 5º D. 28017 Madrid. España.

Fecha de aceptación: 1 de noviembre de 2023.

Key words: Common Wall Gecko, Geckos, Phyllodactylidae, Reptilia, Santander, Spain, *Tarentola delalandii*.

La facilidad para pasar prácticamente desapercibidas al tener hábitos mayoritariamente nocturnos y su capacidad de adherencia a cualquier superficie hacen de las salamanquesas especies sumamente propensas a ser transportadas accidentalmente por medios antrópicos, lo que está sobradamente documentado en la bibliografía, tanto para las especies del archipiélago canario (Galán, 1999; Gómez de Berrazueta, 2006) como para las dos especies peninsulares ibéricas. *Hemidactylus turcicus*, por ejemplo,

presenta poblaciones asentadas en Estados Unidos (Selcer, 1986; Meshaka *et al.*, 2006; Locey & Stone, 2006), y para el caso de *Tarentola mauritanica*, la especie que nos ocupa en la presente nota, se han descrito poblaciones introducidas en Uruguay y California (USA) (Salvador, 2016), así como en México o Italia (GBIF Secretariat, 2022). Dentro de nuestras fronteras también aparecen poblaciones introducidas en algunas zonas del norte de la península ibérica, estando citada en Galicia (Galán, 1999; Salvador, 2016) y

Tabla 1: Datos de *Tarentola mauritanica* en Cantabria, según Global Biodiversity Information Facility (2023).

Localización	Coordenadas registradas	Fecha de observación	Corrección de la localización	Fuente
Santillana del Mar	43.4N, 4.1W	Enero de 2006	Santander	Inventario Nacional de Biodiversidad 2007, Reptiles
Comillas	43.4N, 4.3W	Enero de 2006		
Golfo de Vizcaya	43.5N, 3.8W	Enero de 2006		
Santillana del Mar	43.4N, 4.1W	No indicado	¿Torrelavega? Santander	Inventario Español de Especies Terrestres (MAGRAMA)
Santiurde de Toranzo	43.2N, 3.9W	No indicado		
Golfo de Vizcaya	43.5N, 3.8W	No indicado		
Comillas	43.4N, 4.3W	No indicado		

habiéndose observado cómo ha ampliado su área de distribución siguiendo el traslado de mercancías por la vía del ferrocarril Bilbao-Zaragoza (Zaldívar, 2000).

Aunque se considera ausente en la mayor parte de Cantabria (Salvador, 2016) podemos encontrar algunas citas para esta especie en la ciudad de Torrelavega (Hódar, 2002), así como en localidades costeras, producto de introducciones accidentales (véase Braña, 2002). Las referencias costeras pueden dar la sensación de que la entrada de la especie es mayoritariamente por vía marítima, y además se ha considerado históricamente que es en el puerto de Santander donde aparecen ejemplares de esta especie (Pardo de Santayana, 2010), pero otras vías de transporte de mercancías por tierra tales como camiones o la línea férrea son sin duda importantes, al aparecer la especie en localidades de interior como la propia Torrelavega (Hódar, 2002).

El mapa de distribución de la especie en Global Biodiversity Information Facility (2023) cita la presencia de ejemplares en varias localidades (Tabla 1); sin embargo no recoge los registros de Torrelavega, por lo que posiblemente las coordenadas cercanas, tales como las de Santillana del Mar o San Vicente de Toranzo podrían ser inexactas. Lo mismo ocurre con localizaciones que aparecen en el Golfo de Vizcaya, y que posiblemente se corresponden con la ciudad de Santander,

Tras algunas observaciones individuales de los diversos autores de este trabajo, y habiendo recibido además, por otros observadores, nuevas informaciones sobre la presencia de ejemplares en diversas partes de la ciudad de Santander y fuera de ella, nos propusimos unificar los datos de los que disponíamos, así como ampliarlos para actualizar en lo posible el mapa de distribución de esta especie en Cantabria. Dada la imposibilidad de abarcar la totalidad de la región, desde la Sociedad Herpetológica Valenciana (So.He.Va.) se inició la solicitud de información mediante la colaboración ciudadana, utilizando para ello un blog público (<https://salamanquesascantabria.blogspot.com/>) para recopilar datos sobre ejempla-



Figura 1: Ejemplar adulto de *Tarentola mauritanica* encontrado en un patio de la calle Alta de Santander.

res observados en la provincia. Dicho blog se puso en funcionamiento a principios de octubre de 2019 y desde entonces se ha recibido información y fotografías de particulares que han querido colaborar en nuestro proyecto, si bien hasta el momento no han llegado muchas citas. En el momento de escribir estas líneas el blog sigue abierto a la colaboración ciudadana.

Antes de empezar a recabar información se tenía constancia de la presencia de una población estable de *T. mauritanica* en el aparcamiento de las estaciones de ferrocarril (RENFE y FEVE), que se encuentran situadas muy cerca del puerto de Santander, lugar donde igualmente sabemos por la bibliografía que ha habido presencia histórica de ejemplares, por lo que estos dos grupos de individuos podrían

Tabla 2: Observaciones de *Tarentola mauritanica* en la ciudad de Santander

Localización	Coordenadas	Fecha	Observaciones
Colegio La Salle (Cl. Camilo Alonso Vega)	43°27'46"N, 3°49'27"W	2005 - actualidad	Adultos y juveniles
Aparcamiento de las estaciones	43°27'31"N, 3°48'40"W	Desde 2007	Adultos y juveniles.
Av. Reina Victoria	43°27'56"N, 3°46'50"W	Verano 2015	Dos ejemplares juveniles.
Calle Alta y Parque del Agua	43°27'35"N, 3°48'42"W	18/10/2018 - actualidad	Ejemplar muerto (seco) en un almacén. Desde entonces al menos 3 ejemplares presentes en un patio asoleándose a diario.
		11/02/2019	Ejemplar capturado en una obra. Puso huevos antes de ser liberado.
		01/05/2019	Huevo eclosionado en una tubería.
		03/06/2019	Adulto y juvenil fotografiados en un portal de la calle Alta (N. López). ^(*)
		10/07/2019	Adulto en el Parque del Agua.
		02/05/2020	Ejemplar capturado y liberado.
		27/12/2022	Ejemplar en una caja nido para paseriformes en el Parque del Agua.
		25/05/2023	11 ejemplares, la mayoría en el murete con plantas que separa el parque de las vías.
Colegio Mercedes (Cl. General Dávila)	43°27'51"N, 3°49'12"W	21/12/2020	Juvenil.
		19/01/2021	Adulto.
		13/10/2021	Neonato.
		25/04/2022	Ejemplar adulto muerto.
		03/06/2022	Ejemplar muerto.
		28/10/2022	Ejemplar subadulto.
		21/11/2022	Ejemplar subadulto (posiblemente el de la observación anterior).
		14/09/2023	Neonato.
		02/10/2023	Ejemplar adulto.
Cl. Magallanes	43°27'44"N, 3°48'53"W	15/02/2022	Ejemplar observado en una frutería. ^{(1) (*)}
Cl. Beato de Liébana	43°27'44"N, 3°49'08"W	09/04/2022	Adulto fotografiado en un portal (R. Bárcena). ^(*)
Cl. Floranes	43°27'38"N, 3°49'19"W	24/09/2022	Ejemplar capturado en un portal y liberado posteriormente en un parque en Peñacastillo (J. Toca). ^(*)
Cl. El Alisal	43°27'29"N, 3°50'58"W	30/07/2023	Ejemplar adulto (J. Arnáez). ^(*)

(1) Casi con seguridad una *Tarentola delalandii*, dado que apareció en una caja de plátanos. (*) Colaboración ciudadana.



Foto J.M. Gómez de B.

Figura 2: Neonato de *Tarentola mauritanica* encontrado en el Colegio Mercedes (Santander).

formar una única población, que dispondría de ambas vías de entrada. La población presente en los almacenes situados en dicho aparcamiento estaría compuesta tanto por adultos como por juveniles y se ha mantenido en el tiempo desde hace cerca de 25 años (J. Rodríguez, comunicación personal), por lo que consideramos que constituye una población estable y reproductora que debe seguir recibiendo ejemplares por la vía férrea.

A corta distancia de las estaciones, y separada de estas por algunos muros y una zona verde conocida como el Parque del Agua, se encuentra la calle Alta de Santander. En dicha zona hemos observado y recibido información de ejemplares al menos desde 2018 (Figura 1). En noviembre de ese año, al iniciar la remodelación de un almacén en un pequeño patio privado,

encontramos un ejemplar muerto y reseco de salamandresa común. Desde entonces se han observado ejemplares adultos asoleándose casi a diario en las macetas de dicho patio interior, sin presencia de juveniles, pero sí de una puesta ya eclosionada en la misma zona (Tabla 2). Además, una hembra capturada en febrero de 2019 y mantenida en cautividad temporalmente puso dos huevos antes de ser de nuevo liberada en el mismo sitio. También se han observado en la calle Alta ejemplares juveniles en verano, al menos desde 2012 o 2013 y posiblemente antes (N. López, comunicación personal). Estos ejemplares han podido llegar a la zona con materiales de construcción u otras mercancías, pero también parece evidente que, desde las estaciones, la población allí asentada puede haberse expandido durante estos años con mucha facilidad hacia el Parque del Agua. Uno de los autores de la presente nota (EDA), durante sus actividades de seguimiento de cajas nido con SEO Birdlife en dicho parque, encontró en diciembre de 2022 un ejemplar dentro de una caja nido. Más recientemente, en el transcurso de una salida con escolares en mayo de 2023, localizó no menos de 11 ejemplares en el murete con plantas que separa el Parque del Agua de las vías de tren, en un tramo de



Figura 3: Distribución de las observaciones principales en la ciudad de Santander. 1) Puerto de Santander (distribución histórica conocida); 2) Estaciones de RENFE y FEVE; 3) Zona de los colegios; 4) Cl. Floranes; 5) Av. Reina Victoria.

Tabla 3: Observaciones de *Tarentola mauritanica* fuera de la ciudad de Santander

Fecha	Localización	Coordenadas	Observaciones
Desde antes de 2000 hasta la actualidad	Torrelavega. Zona de “La Lechera”	43°21'16"N 4°03'20"W	Adultos en jardines (G. Gutiérrez Alonso). ^(*)
Verano 2016	Noja	43°29'03"N 3°31'28"W	Adultos en varias localizaciones.
	Noja (Isla San Pedruco)	43°29'44"N 3°31'40"W	5 o 6 adultos.
28/09/2019	Maliaño (Estación de tren)	43°24'58"N 3°50'29"W	Juvenil y referencias de una población estable (P. Campos). ^(*)
09/01/2020	Maliaño	43°25'22"N 3°49'53"W	Juvenil en un portal cerca de la estación (D. Herrera). ^(*)
25/09/2020	Mogro	43°26'11"N 3°58'14"W	Ejemplar en un portal (A. Pereira). ^(*)
13/10/2022	Maliaño (Polígono industrial de Parayas)	43°25'24"N 3°49'57"W	Neonato.
15/05/2023	Revilla de Camargo (Polígono Industrial El Carmen)	43°24'35"N 3°50'57"W	Adulto (A. Montes). ^(*)
18/07/2023	Maliaño (Cl. Aeropuerto)	43°25'29"N 3°49'44"W	Adulto. ^(*)
20/08/2023	Somo (Ribamontán al Mar)	43°27'20"N 3°44'27"W	Adulto en alcantarilla (F. Álvarez). ^(*)

(*) Colaboración ciudadana.

unos 100 metros a la altura del Parlamento de Cantabria. Esta zona parece óptima para la especie, contando con una población asentada que crece desde hace años.

El otro núcleo poblacional dentro de la ciudad se encuentra localizado a cierta distancia del anterior, pero también procedería en principio de un asentamiento de larga duración, ya que desde hace casi 20 años (como mínimo desde 2005), tenemos constancia de ejemplares adultos y juveniles en el Colegio La Salle (Tabla 2). Esta población ha podido acceder por transporte de mercancías, posiblemente en materiales de construcción para las diversas obras de remodelación que se han realizado en dicho centro desde principios de los años 2000, pero igualmente podría albergar ejemplares de *Tarentola delalandii*, especie de la que ya se tiene constancia en la ciudad, y que ocasionalmente han aparecido en cajas de plátanos en comercios (Gómez de Berrazueta, 2006), por lo que en dicha población podrían coexistir ambas especies. A partir de 2021 se ha ampliado la presencia de ejemplares en la cercanía de ese primer foco. A apenas 400 metros de

distancia se encuentra otro centro educativo, el Colegio Mercedes, donde han aparecido al menos nueve ejemplares, tres de ellos neonatos (Figura 2). En la Av. de Reina Victoria y en las calles de Floranes, Beato de Liébana y en El Alisal se han encontrado más ejemplares de *T. mauritanica*, y en algún caso de una posible *T. delalandii* (Tabla 2). En la Figura 3 se ubican las localizaciones de salamanquesas en la ciudad de Santander. Fuera del casco urbano se han encontrado ejemplares de *T. mauritanica* en el polígono industrial situado junto al aeropuerto de Santander, así como en Torrelavega, Noja (incluida la Isla de San Pedruco) y otras localidades (véase Tabla 3).

Nuestras observaciones indican que la población de *T. mauritanica*, si bien es aún escasa en efectivos y poco conocida por la población local, está bien asentada en la ciudad de Santander, confirmándose la ya reconocida adecuación del hábitat urbano para la especie (Hódar, 2002). Además, dada la presencia de dos especies de *Tarentola* en algunas zonas y el bajo número de ejemplares de cualquiera de ellas, podrían estar ocurriendo encuentros de ejem-

plares que impliquen hibridaciones entre ambas, lo que sin duda debería ser estudiado más en profundidad mediante análisis genéticos y morfométricos, aunque hay indicios de que este tipo de hibridaciones entre *T. mauritanica* y *T. delalandii* podría ser el origen de *Tarentola mauritanica angustimentalis* (hoy reconocida como especie propia: *T. angustimentalis*) en las Islas Canarias (Martínez Rica, 1974). Existen también sospechas de hibridaciones con *T. boehmei* en Marruecos (Jiménez-Robles, 2012), por lo que estas hibridaciones podrían estar dándose más fácilmente en un hábitat de nueva colonización para ambas especies.

Las observaciones de *T. mauritanica* en Cantabria, y especialmente la presencia de neonatos en la ciudad de Santander, coinciden con los registros en otras zonas de la Cordillera Cantábrica donde, pese a su marcado clima atlántico y siendo esta una especie mediterránea, se ha pasado de observaciones esporádicas de individuos aislados a la confirmación de poblaciones estables, bien adaptadas y reproduciéndose en toda la franja cantábrica, desde la costa

gallega (Galán, 2018) hasta el País Vasco (Gosá *et al.*, 2011; Tejado-Lanseros & Potes, 2021).

Sería precisa una mayor prospección y seguimiento para determinar el nivel real de presencia y adaptación de estas especies en las ciudades y pequeños núcleos urbanos, pero todos los datos parecen indicar que *T. mauritanica*, tras una fase de llegada accidental por medios antrópicos, se encuentra en la actualidad en pleno proceso de expansión natural por la franja cantábrica.

AGRADECIMIENTOS: Los autores agradecen a A. Gosá sus correcciones y útiles comentarios al presente artículo y a J.A. Mateo y P. Geniez su colaboración en la identificación de ejemplares. Igualmente quieren agradecer a J. Rodríguez sus observaciones sobre la población de salamanquesas presente en las estaciones de Santander, y a N. López sus fotografías y observaciones de juveniles en la calle Alta, así como a todos los colaboradores que nos han proporcionado información dentro del proyecto de colaboración ciudadana: G. Gutiérrez, J. Toca, J. Arnáez, R. Bárcena, D. Herrera, F. Álvarez y a todos los colaboradores anónimos.

REFERENCIAS

- Braña, F. 2002. Análisis regional de la herpetofauna española: Cantabria. 188–190. In: Pleguezuelos, J.M., Márquez, R. & Lizana, M. (eds.). *Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Asociación Herpetológica Española (2ª Impresión). Madrid.
- Galán, P. 1999. *Conservación de la Herpetofauna Gallega*. Universidade da Coruña, A Coruña.
- Galán, P. 2018. Presencia y uso del espacio de una población introducida de *Tarentola mauritanica* en el norte de Galicia. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 29(1): 35–41.
- GBIF Secretariat. 2022. *Tarentola mauritanica*. In: GBIF Backbone Taxonomy. Checklist dataset <<https://doi.org/10.15468/39omei>> [Consulta: 20 mayo 2023].
- Global Biodiversity Information Facility. 2023. *Tarentola mauritanica* (Linnaeus, 1758). In: GBIF Secretariat. GBIF Backbone Taxonomy. Checklist dataset <<https://doi.org/10.15468/39omei>> [Consulta: 17 septiembre 2023].
- Gómez de Berrazueta, J.M. 2006. Salamanquesas canarias (*Tarentola delalandii*) en Cantabria. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 17(2): 80–81.
- Gosá, A., Laza-Martínez, A., Crespo-Díaz, A., Sanz-Azkue, I., Valdeón, A. & Rubio, X. 2011. Reproducción de *Tarentola mauritanica* (L., 1758) en la costa vasca. *Munibe, Ciencias Naturales*, 59: 95–101.
- Hódar, J.A. 2002. *Tarentola mauritanica* (Linnaeus, 1758). Salamanquesa común. 460. In: Pleguezuelos, J.M., Márquez, R. & Lizana, M. (eds.). *Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Asociación Herpetológica Española (2ª Impresión). Madrid.
- Jiménez-Robles, O. & Martínez del Mármol, G. 2012. *Tarentola boehmei* Joger, 1984. In: Martínez, G., León, R., Jiménez-Robles, O., González de la Vega, J.P., Gabari, V., Rebollo, B., Sánchez-Tójar, A., Fernández-Cardenete, J.R. & Gállego, J. (eds.). *Moroccoherps. Anfibios y Reptiles de Marruecos y Sahara Occidental*. <www.moroccoherps.com/ficha/Tarentola_boehmei/>. [Versión 23/09/2012].
- Locey, K.J. & Stone, P.A. 2006. Factors affecting range expansion in the introduced mediterranean gecko, *Hemidactylus turcicus*. *Journal of Herpetology*, 40(4): 526–530.

- Martínez Rica, J.P. 1974. Contribución al estudio de la Biología de los geconidos ibéricos (Rept., Sauria). *Publicaciones del Centro Pirenaico de Biología Experimental*, 5: 1–291.
- Meshaka, Jr., W.E., Marshall, S.D., Boundy, J. & Williams, A.A. 2006. Status and geographic expansion of the mediterranean gecko, *Hemidactylus turcicus*, in Louisiana: implications for the Southeastern United States. *Herpetological Conservation and Biology*, 1(1): 45–50.
- Pardo de Santayana, J.I. 2010. *Animales y Medio Ambiente*. Ed. Fundación Zoo de Santillana. Santillana del Mar. Santander.
- Salvador, A. 2016. Salamandrea común - *Tarentola mauritanica*. In: Salvador, A., Marco, A. (eds.). *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Museo Nacional de Ciencias Naturales. Madrid. <<https://www.vertebradosibericos.org/>>.
- Selcer, K.W. 1986. Life history of a successful colonizer: the mediterranean gecko, *Hemidactylus turcicus*, in southern Texas. *Copeia*, 1986(4): 956–962.
- Tejado-Lanseros, C. & Potes, M.E. 2021. Primeros indicios de reproducción y ampliación de registros de *Tarentola mauritanica* (Linnaeus, 1758) en Álava (País Vasco, España). *Munibe, Ciencias Naturales*, 69: 111–116.
- Zaldívar, C. 2000. Distribución de la salamandrea común *Tarentola mauritanica* en el tramo riojano del valle del Ebro. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 11: 2–4.

The herpetofauna of Cerro Jesús María (Cordillera Dipilto-Jalapa), the second highest mountain in Nicaragua

Víctor López-Maroto¹, Javier Sunyer² & Roberto García-Roa³

¹ Herpetology Section, Asociación Iberozaa. Avenida de Bruselas, 48. Esc. Izda. 4º dcha. 28028 Madrid. Spain.

² Museo Herpetológico de la UNAN-León (MHUL). Departamento de Biología. Facultad de Ciencias y Tecnología. Universidad Autónoma de Nicaragua-León. León. Nicaragua.

³ Department of Biology. Lund University. Sölvegatan 37. 223 62. Lund. Sweden. C.e.: roberto.garcia-roa@lu.se

Fecha de aceptación: 2 de octubre de 2023.

Key words: amphibians, biodiversity, conservation, distribution, reptiles.

RESUMEN: Realizamos un muestreo herpetológico en Cerro Jesús, la segunda montaña más alta de Nicaragua. En total, encontramos 14 especies de anfibios y 14 especies de reptiles de las cuales 19 de ellas son nuevos registros para el departamento de Nueva Segovia. Además, aumentamos el rango altitudinal previamente conocido en Nicaragua de *Pristimantis ridens*, *Craugastor lauraster* y *Geophis hoffmanni* y reportamos la presencia de especies con particular interés para la conservación como *Craugastor lauraster*, *Ptychohyla hypomykter*, *Sibon dimidiatus* y *Anolis wermuthi*. Estos hallazgos refuerzan la necesidad de llevar a cabo más investigaciones herpetológicas en regiones de alta montaña en Nicaragua.

With a surface area of about 130 370 km², Nicaragua is the largest and middlemost country in Central America, and the Nicaraguan Depression constitutes the transitional area between nuclear and lower Central America (Savage, 2002; Sunyer & Köhler, 2010). Except for the northern mountains and the line of isolated volcanoes located along the Pacific coast, this country is characterized by relatively uniform lowlands (94% of the country's surface is below 1000 masl, and only a negligible amount of land surpasses 1500 masl). The northern mountains are made up of four

primary mountain ranges that decrease in altitude from north to south: the Cordilleras Dipilto-Jalapa, Isabela, Dariense, and Chontaleña (the northernmost area about twice as high as the southernmost area). On Nicaragua's northern border with Honduras, the Cordillera Dipilto-Jalapa Mountain range constitutes the geologically oldest (Paleozoic) and highest portion of the country, being Cerro Jesús María (commonly referred to as Cerro Jesús; 1801 masl) –after Cerro Mogotón (2107 masl)– the second highest mountain peak in the country (Elming *et al.*, 2001).

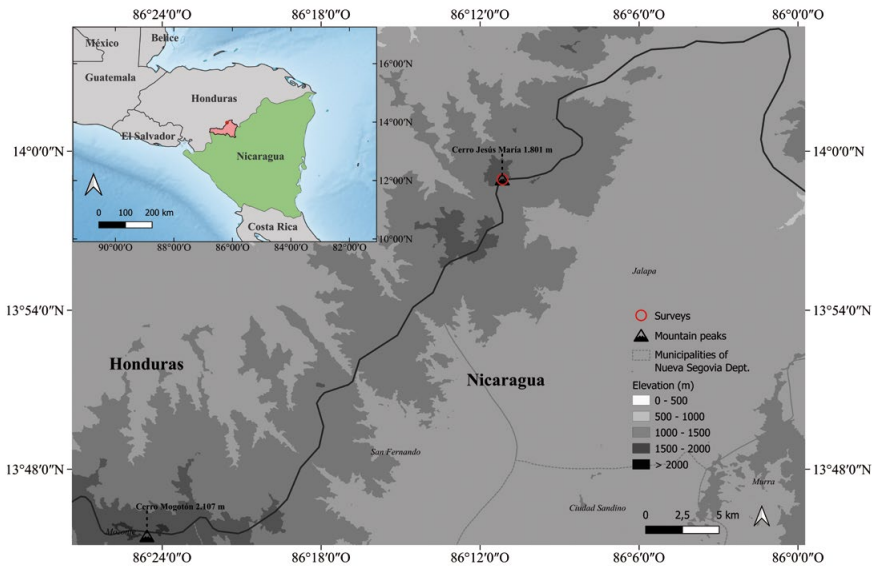


Figure 1: Location of Cerro Jesús (Cordillera Dipilto-Jalapa), Nueva Segovia Department, Nicaragua.

Figura 1: Localización del Cerro Jesús (Cordillera Dipilto-Jalapa), Departamento de Nueva Segovia, Nicaragua.

In recent decades, there has been a growing interest in increasing knowledge on the Nicaraguan herpetofauna (e.g., Sunyer, 2009; Martínez-Fonseca *et al.*, 2015; Sunyer & Martínez-Fonseca, 2019; McCranie *et al.*, 2019). So far, there have been described 261 species (two classes, six orders, 49 families, 141 genera, three exotic species), including 76 amphibian and 185 reptile species; where seven amphibians and six reptiles' species are considered endemisms (Martínez-Fonseca *et al.*, 2015; Sunyer & Martínez-Fonseca, 2019). Still, the highlands' Nicaraguan herpetofauna –and their range of distribution– remains largely unknown. It is worth noting that highland areas such as Cerro Jesús are dangerous to explore because landmines planted during Nicaragua's civil war (1979-1990) remain in place.

We here present the first list of herpetofauna species in the mountain Cerro Jesús (Jalapa, Nueva Segovia Department). Cerro Jesús is located on the eastern slopes of the Cordillera Dipilto-Jalapa bordering northern Honduras (Figure 1). The lower portions of this mountain correspond to Premontane Moist Forest formation (PMF, under 1200 masl) and is characterized by the

presence of extensive coffee plantations. The higher and steeper portions correspond to Lower Montane Moist Forest formation (LMF, above 1200 masl; Holdridge, 1967), characterized by the presence of patches of relatively well-preserved cloud forest. Only the southwestern section of the Cordillera Dipilto-Jalapa is under protection as Reserva Natural Dipilto y Jalapa.

We base this study on surveys we conducted (RGR and JS) at Cerro Jesús from 19-24 July 2011. More specifically, we explored an area that belongs to the *Jesús Mountain Coffee Company* (13°59'04,3"N / 86°11'24,1"W). The whole fieldwork was carried out at an altitude ranging from 1096 to 1801 masl. Due to the presence of unallocated landmines planted during the Civil War, our work was primarily conducted across the route that connected the workers house of the *Jesús Mountain Coffee Company* to a pathway made in the past to cross the country's border. This path, which culminated at the summit of Cerro Jesús, exhibited variations in its width, ranging from more than one and a half meters to around 60 centimetres. Along the route, there were

clearings that we used them both to search for new animals and as resting points. We also explored some of the smaller paths branching off from the main route when there were signs of have been recently crossed. We found the specimens by active visual searching during the day and night, typically between 11 am and 4 am, depending on the weather conditions.

Each individual identification was confirmed through taxonomic keys at laboratory (Köhler, 2001, 2008; Savage, 2002). We preserved voucher specimens and fresh tissue samples in 70% ethanol and were deposited in the Museo Herpetológico UNAN-León (MHUL), Universidad Nacional Autónoma de Nicaragua-León, Nicaragua.

LIST OF SPECIES

We report in this study a total of 28 species, 14 amphibians and 14 reptiles, for Cerro Jesús (Table 1; Figure 2). 22 of the total 28 species were found in the PMF near the coffee plantation area. Only six of 28 species were caught in LMF zone, probably because of the complexity of finding reptiles and amphibians in this type of ecosystem added to the fact of unlocated landmines.

The 14 amphibian species, belonging to the three orders (Anura, Caudata, Gymnophiona), represent 13 genera and eight families: Caeciliidae (1 sp.), Plethodontidae (1 sp.), Bufonidae (2 sp.), Centrolenidae (2 sp.), Craugastoridae (1 sp.), Hylidae (4 sp.), Ranidae (2 sp.) and Strabomantidae (1 sp.). Hylidae was the more



Figure 2: Some of the species found in Cerro Jesús, Nueva Segovia Department, Nicaragua. a) *Bolitoglossa striatula*, b) *Esparadana prosoblepon*, c) *Smilisca baudinii*, d) *Drymobius margaritiferus*, e) *Ninia maculata*, f) *Sibon nebulatus*, g) *Anolis capito*, h) *Ninia sebae*.

Figura 2: Algunas de las especies encontradas en Cerro Jesús, Departamento de Nueva Segovia, Nicaragua. a) *Bolitoglossa striatula*, b) *Esparadana prosoblepon*, c) *Smilisca baudinii*, d) *Drymobius margaritiferus*, e) *Ninia maculata*, f) *Sibon nebulatus*, g) *Anolis capito*, h) *Ninia sebae*.

Table 1: Summary of amphibian and reptile species found in Cerro Jesús, North Nicaragua. * New departmental record for Nueva Segovia Department. ⁽¹⁾ Premontane Moist Forest formation (PMF, under 1200 masl). ⁽²⁾ Lower Moist Forest formation (LMF, above 1200 masl). ⁽³⁾ IUCN (2023) conservation status. ⁽⁴⁾ The Red Book of Amphibians and Reptiles of Nicaragua conservation status (Robleto-Hernández *et al.*, 2019).

Tabla 1: Listado de las especies de reptiles y anfibios encontradas en Cerro Jesús, en el norte de Nicaragua. * Nuevos registros para el Departamento de Nueva Segovia. ⁽¹⁾ Bosque Húmedo Premontano (PMF, por debajo de 1200 msnm). ⁽²⁾ Bosque Húmedo Inferior (LMF, por encima de 1200 msnm). ⁽³⁾ Estatus de conservación en IUCN (2023). ⁽⁴⁾ Estatus de conservación en The Red Book of Amphibians and Reptiles of Nicaragua (Robleto-Hernández *et al.*, 2019).

	Nº of individuals	Altitude (masl)	Habitat	Conservation Status
AMPHIBIA				
<u>Gymnophiona</u>				
Caeciliidae				
<i>Gymnopsis multiplicata</i> Peters, 1874	1*	1080	1	LC ⁽³⁾⁽³⁾
<u>Caudata</u>				
Plethodontidae				
<i>Bolitoglossa striatula</i> (Noble, 1918)	1*	1095	1	LC ⁽³⁾
<u>Anura</u>				
Bufonidae				
<i>Incilius valliceps</i> (Wiegmann, 1833)	4	1080 – 1290	1	LC ⁽³⁾
<i>Rhinella horribilis</i> (Wiegmann, 1833)	1*	1080	1	LC ⁽³⁾
Centrolenidae				
<i>Espadarana prosoblepon</i> (Boettger, 1892)	1*	1382	2	LC ⁽³⁾
<i>Hyalinobatrachium fleischmanni</i> (Boettger, 1893)	1*	1080	1	LC ⁽³⁾
Craugastoridae				
<i>Craugastor lauraster</i> (Savage, McCranie, & Espinal, 1996) ⁽¹⁾	1*	1380	2	LC ⁽³⁾ / EN ⁽⁴⁾
Hylidae				
<i>Agalychnis callidryas</i> (Cope, 1862)	2*	1080	1	LC ⁽³⁾
<i>Dendropsophus microcephalus</i> (Cope, 1886)	5	1080	1	LC ⁽³⁾
<i>Ptychohyla hypomykter</i> McCranie & Wilson, 1993	4*	1080 – 1337	1, 2	VU ⁽³⁾
<i>Smilisca baudinii</i> (Duméril & Bibron, 1841)	1	1080	1	LC ⁽³⁾
Ranidae				
<i>Lithobates maculata</i> (Brocchi, 1877)	2*	1080	1	LC ⁽³⁾
<i>Lithobates brownorum</i> (Sanders, 1973)	2	1072 – 1080	1	LC ⁽³⁾
Strabomantidae				
<i>Pristimantis ridens</i> (Cope, 1866)	4*	1472	2	LC ⁽³⁾
REPTILIA				
<u>Squamata / "Sauria"</u>				
Dactyloidae				
<i>Anolis capito</i> Peters, 1863	1*	-	-	LC ⁽³⁾
<i>Anolis dariense</i> (Fitch & Siegel, 1984)	2*	1080	1	LC ⁽³⁾
<i>Anolis wermuthi</i> (Köhler & Obermeier, 1998)	7*	1745 – 1802	2	EN ⁽³⁾
Scincidae				
<i>Scincella cherriei</i> (Cope, 1893)	1*	1080	1	LC ⁽³⁾
<u>Serpentes</u>				
Colubridae				
<i>Dendrophidion aphaocybe</i> Cadle, 2012	1	1080	1	LC ⁽³⁾
<i>Drymobius margaritiferus</i> (Schlegel, 1837)	3*	1080 – 1100		LC ⁽³⁾
<i>Geophis hoffmanni</i> (Peters, 1859)	2	1080 – 1334	1, 2	LC ⁽³⁾
<i>Mastigodryas alternatus</i> (Bocourt, 1884)	1	1090	1	LC ⁽³⁾
<i>Ninia maculata</i> (Peters, 1861)	1*	1080	1	LC ⁽³⁾
<i>Ninia sebae</i> (Duméril, Bibron & Duméril, 1854)	4*	1090 – 1240	1, 2	LC ⁽³⁾
<i>Spilotes pullatus</i> (Linnaeus, 1758)	1*	1200	1	LC ⁽³⁾
Dipsadidae				
<i>Sibon nebulatus</i> (Linnaeus, 1758)	1	1090	1	LC ⁽³⁾
<i>Sibon dimidiatus</i> (Günther, 1872)	1*	1080	1	LC ⁽³⁾ / VU ⁽⁴⁾
Elapidae				
<i>Micrurus nigrocinctus</i> (Girard, 1854)	1	1023	1	LC ⁽³⁾

abundant amphibian family in relation to the number of species and individuals (21.4% and 33.3% respectively). The second most common amphibian families were Bufonidae and Craugastoridae, with both the 14.3% for the total of species and 16.7% for the total of individuals found in our surveys (Table 1).

We found 14 species of reptiles along the transect with 10 genera and five families, including sauria and snakes: Dactyloidae (3 sp.), Scincidae (1 sp.), Colubridae (7 sp.), Dipsadidae (2 sp.), and Elapidae (1 sp.) (Table 1; Figure 2). The family with the highest number of species was Colubridae (50%), followed by Dactyloidae (21.4%). These also were the families with the highest number of individuals for the total reptiles found in our surveys (46.6% and 33.3% respectively).

All in all, 67.8% of species are new departmental records for Nueva Segovia – specifically, 71.4% of the amphibian species and 64.2% of the reptile species. In particular, it is the first time that the orders Gymnophyona (*Gymnopsis multiplicata*) and Caudata (*Bolitoglossa striatula*) have been reported in Nueva Segovia. In the order Anura, the families Centrolenidae (*Espadarana prosoblepon* and *Hyalinobatrachium fleischmanni*), Craugastoridae (*Craugastor lauraster*) and Strabomantidae (*Pristimantis ridens*) had not been previously reported either. This also happens with Squamata families such as Dactyloidae (*Anolis capito*, *A. dariense* and *A. wermuthi*) and Scincidae (*Scincella cherriei*). We also found the following new departmental records: *Rhinella horribilis* (Bufonidae), *Agalychnis callidryas* and *Ptychohyla hypomykter* (Hylidae), *Lithobates maculatus* (Ranidae), *Drymobius margaritiferus*, *Ninia maculata*, *N. sebae* and *Spilotes pullatus* (Colubridae) and *Sibon dimidiatus* (Dipsadidae).

This study expands the altitudinal range known of some species in Nicaragua. In amphibians, we collected *P. ridens* at 1472 masl;

increasing ~122 m its altitudinal range (Sunyer, 2009; Martínez-Fonseca *et al.*, 2015). We also found *C. lauraster*, whose distribution range is limited to several few points in the north of Nicaragua, at 1380 masl, increasing its altitudinal range in ~130 m (Martínez-Fonseca *et al.*, 2015). In reptiles, we found *Geophis hoffmanni* at 1080 m and 1334 masl, being over the altitudinal range reached in the country until now (960 masl; Sunyer, 2009; McCranie *et al.*, 2019). We also discovered *A. wermuthi* specimens at 1745 and 1802 masl, extending the species altitudinal range by ~144 masl. This finding—the same as described by Sunyer *et al.* (2013)—is the highest reptile record in the herpetofauna of Nicaragua. It also extends the species' distributional range about 70 km northwest from its closest locality, Reserva Natural Cerro Kilambé, dept. Jinotega, Nicaragua. Furthermore, during the same surveys as this study, Sunyer *et al.* (2013) collected specimens on Honduran territory, hence confirming the presence of *A. wermuthi* for the first time in Honduras.

It was particularly encouraging to find species that are of particular interest for conservation (Robledo-Hernández *et al.*, 2019; Vásquez-Almazán *et al.*, 2020). At a country level, *C. lauraster* is categorized by The Red Book of Amphibians and Reptiles of Nicaragua as “Endangered” (EN). Their populations are experiencing sharp declines in higher elevation areas of Nicaragua (Robledo-Hernández *et al.*, 2019; Wilson *et al.*, 2020). *Ptychohyla hypomykter*, which seems to be distributed in very few locations from Guatemala to Nicaragua, is categorized globally as “Vulnerable” (Vu C2a) (Vásquez-Almazán *et al.*, 2020) and as EN at country level (Robledo-Hernández *et al.*, 2019). In reptiles, *A. wermuthi* is categorized by the IUCN as EN B1ab (Sunyer *et al.*, 2019). Before Sunyer *et al.* (2013), only five Nicaraguan population of *A. wermuthi* were known; in which at least three of these are subjected to an ongoing habitat destruction (Sunyer *et al.*, 2019). We highli-

ght that this record –described also in Sunyer *et al.* (2013)–, represents the sixth Nicaraguan population currently known for *A. wermuthi* (Sunyer *et al.*, 2013; 2019). Finally, *S. dimidiatus* is classified at country level as VU according to The Red Book of Amphibians and Reptiles of Nicaragua (Robleto-Hernández *et al.*, 2019).

The present research provides the first list of amphibian and reptile records in Cerro Jesús, Nueva Segovia Department, North Nicaragua. With 28 species reported, we provide new departmental records and the presence of endangered species. Therefore, we believe that Cerro Jesus, as well as other highland territories in Nicaragua, are promising ecosystems for further herpetological research.

VOUCHER SPECIMENS

AMPHIBIA.

Anura:

- Bufonidae: *Incilius valliceps* JS 2259-60, JS 2263, JS 2279.
- Centrolenidae: *Esparadana prosoblepon* JS 2291; *Hyalinobatrachium fleischmanni* JS 2291.
- Craugastoridae: *Craugastor lauraster* JS 2296.
- Hylidae: *Agalychnis callidryas* JS 2280, JS 2283; *Dendropsophus microcephalus* JS 2285-

88; *Ptychohyla hypomykter* JS 2294-95, JS 2263, JS 2279; *Smilisca baudinii* JS 2284.

- Ranidae: *Lithobates brownorum* JS 2301-02; *Lithobates maculata* JS 2289-90.
- Strabomantidae: *Pristimantis ridens* JS 2297-99, JS 2305.

Caudata:

- Plethodontidae: *Bolitoglossa striatula* JS 2319.

Gymnophyona:

Caeciliidae: *Gymnopsis multiplicata* JS 2310.

REPTILIA.

Sauria:

- Phrynosomatidae: *Sceloporus malachiticus* JS 2303-04.
- Dactyloidae: *Anolis capito* JS 2306; *Anolis dariense* 2311-12; *Anolis intermedius* JS 2277-78; *Anolis wermuthi* JS 2265, JS 2267-70.
- Scincidae: *Scincella cherriei* JS 2313.

ACKNOWLEDGEMENT: We thank to coffee plantation workers of Jesus Mountain Coffee Company for allowing us to explore their territory. All animals were collected under the permit No. 011–102010 provided by MARENA (Ministerio del Ambiente y los Recursos Naturales), Managua, Nicaragua.

REFERENCES

- Elming, S.A., Layer, P. & Ubieta, K. 2001. A palaeomagnetic study and age determinations of Tertiary rocks in Nicaragua, Central America. *Geophysical Journal International*, 147: 294–309.
- Holdridge, L.R. 1967. *Life zone ecology*. Revised edition. Tropical Science Center. San José. Costa Rica.
- Köhler, G. 2001. *Anfibios y Reptiles de Nicaragua*. Herpeton. Offenbach. Germany.
- Köhler, G. 2008. *Reptiles of Central América*. Second edition. Herpeton. Offenbach. Germany.
- Martínez-Fonseca, J.G., Fernández, M., Loza, J., Salazar-Saavedra, M., López Guevara, H.J., Gonzales, E., Paiz Delgado, G.J., Salgado, H., Ruiz, A., Sunyer, J. & Olivas, M.F. 2015. *Guía Ilustrada de Anfibios y Reptiles de Nicaragua*. Herpetónica. Grupo Herpetológico de Nicaragua y MARENA. Managua. Nicaragua.
- McCranie, J.R., Sunyer, J. & Martínez Fonseca, J.G. 2019. Comments and updates to “Guía Ilustrada de Anfibios y Reptiles de Nicaragua” along with taxonomic and related suggestions associated with the herpetofauna of Nicaragua. *Revista Nicaragüense de Biodiversidad*, 52: 1–45.
- Robleto-Hernández, S., Gutiérrez Rodríguez, A., Otero Ortuno, C., González, E.Y., Leets Rodríguez, L., López Guevara, H. & Sunyer, J. 2019. *Libro Rojo Anfibios y Reptiles de Nicaragua*. IUCN and MARENA. Managua. Nicaragua.
- Savage, J.M. 2002. *The Amphibians and Reptiles of Costa Rica: A Herpetofauna between Two Continents, between Two Seas*. The University of Chicago Press. Chicago, Illinois. USA.
- Sunyer, J. 2009. *Taxonomy, zoogeography, and conservation on the herpetofauna of Nicaragua*. Unpublished thesis, Dissertation zur Erlangung des Doktorgrades der Naturwissenschaften. Goethe Universität. Frankfurt am Main. Germany.
- Sunyer, J. & Köhler, G. 2010. Conservation status of the herpetofauna of Nicaragua. In: Wilson, L.D., Townsend, J.H. & Johnson, J.D. (eds.). *Conservation of Mesoamerican*

Amphibians and Reptiles. Eagle Mountain Publishing, L.C. Eagle Mountain. Utah. USA.

Sunyer, J., García-Roa, R. & Townsend, J.H. 2013. First country record of *Anolis wermuthi* Kohler and Obermeier, 1998, for Honduras. *Herpetozoa*, 26: 103–106.

Sunyer, J. & Martínez-Fonseca, J.G. 2019. Fichas de las especies de anfibios y reptiles que han sido registradas para Nicaragua posterior a HerpetoNica (2015). *Revista de Temas Nicaragüenses*, 139: 36–61.

Sunyer, J., Townsend, J.H., Nicholson, K. & Köhler, G. 2019.

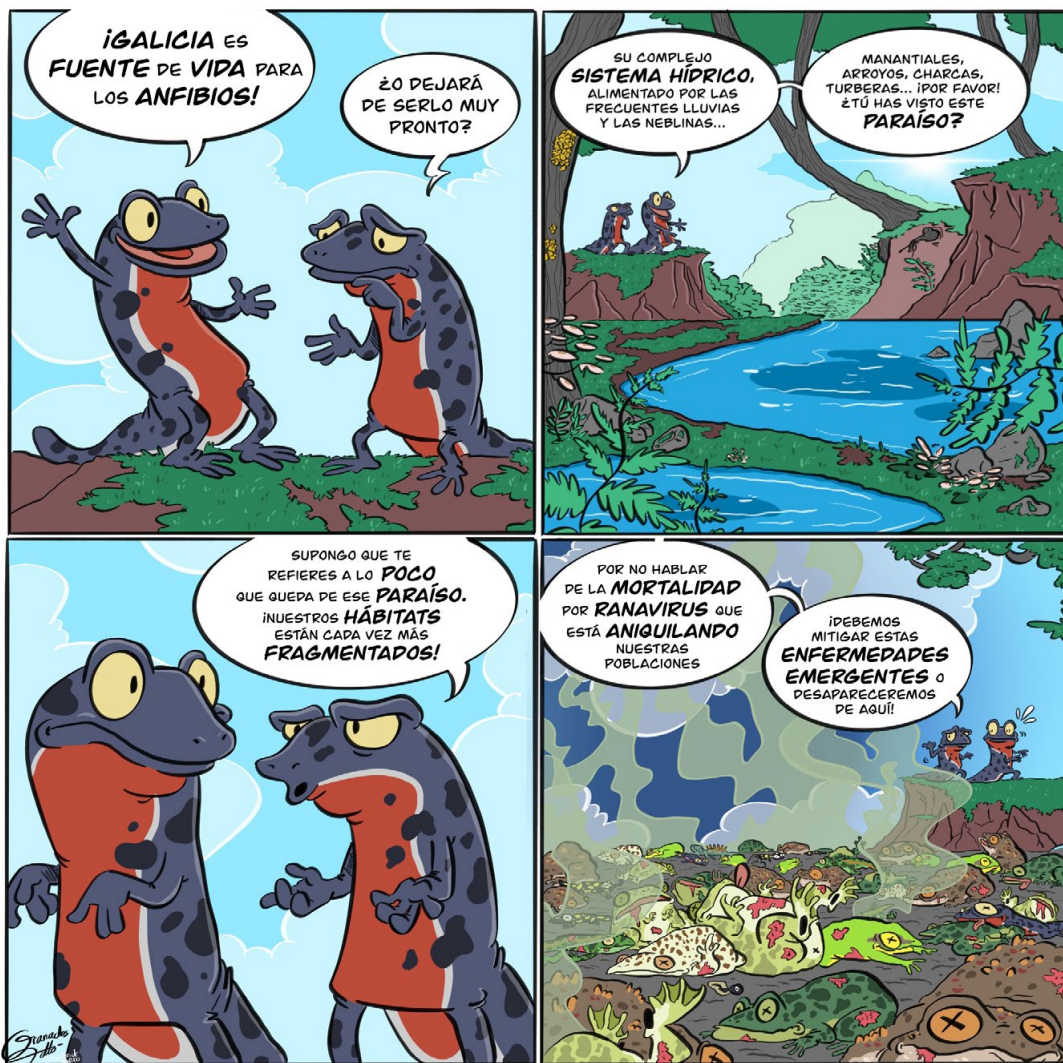
Anolis wermuthi. *The IUCN Red List of Threatened Species* 2019: e.T29468A2790357.

Vásquez-Almazán, C., Phipps, C., Boza, E., Morán, E., Álvarez Calderón, F.S., Lonsdale, G., Köhler, G., Cruz, G., McCranie, J.R., et al. 2020. *Ptychohyla hypomykter*. *The IUCN Red List of Threatened Species* 2020: e.T55911A146928279.

Wilson, D., Castañeda, F., Köhler, G., Cruz, G., McCranie, J.R., Galdámez, J.R., Turcios Casco, M. & Robleto, S. 2020. *Craugastor lauraster*. *The IUCN Red List of Threatened Species* 2020: e.T56707A54368714.

EL PROBLEMA DE LAS ENFERMEDADES EMERGENTES

por Jorge Granados Tello. @barbasdegrafito/



SERVIDOR DE INFORMACIÓN DE ANFIBIOS Y REPTILES DE ESPAÑA

Se encuentra operativo en la dirección: siare.herpetologica.es

El SIARE es el portal de difusión de la información recogida por los diferentes programas de seguimiento de la AHE. Con esta iniciativa, se quiere facilitar a todos los interesados el acceso a la información referente a los anfibios y reptiles de España.

Con este proyecto la AHE ha creado un servidor de información herpetológica on-line que permite acceder a la información sobre la biodiversidad herpetológica española al tiempo que ofrece a los usuarios una herramienta para gestionar sus observaciones de anfibios y reptiles.

Con esta aplicación la AHE dota a la red de voluntariado, en el ámbito herpetológico en España, de una herramienta de seguimiento a largo plazo de la evolución de las poblaciones de anfibios y reptiles de España y permitir a los voluntarios de los programas tener una herramienta de visualización y gestión de sus datos.

The image shows a collage of screenshots from the SIARE website. The top screenshot is the main page, which includes a header with the Spanish coat of arms and the text 'MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE Y MEDIO RURAL Y MARINO'. The main content area features a large green banner with the title 'SERVIDOR DE INFORMACIÓN DE ANFIBIOS Y REPTILES DE ESPAÑA' and a description of the project's goals. A sidebar on the left contains links to 'NOTICIAS', 'FORO', 'S.A.R.E.', 'Base de Datos Herpetológica', 'Mapas de distribución', 'Especies por UTM10', 'AHEnuario', and 'Enlaces'. The bottom screenshot shows a forum post titled 'Seguimiento de Anfibios y Reptiles de España' with a list of 284 topics. The forum post includes a table with columns for the species name, the number of responses, and the date of the last post. The table lists several species, including 'Rana agila o rana bermeja', 'Epidalea calamita', 'VI07', and 'Anura de España'.

Publicidad de la AHE

Usuario Contraseña

NOTICIAS FORO S.A.R.E. Base de Datos Herpetológica Mapas de distribución Especies por UTM10 AHEnuario Enlaces

S.I.A.R.E. Servidor de Información de Anfibios y Reptiles de España

INICIO NOTICIAS FORO CONTACTO

SERVIDOR DE INFORMACIÓN DE ANFIBIOS Y REPTILES DE ESPAÑA

El Servidor de Información de Anfibios y Reptiles de España (SIARE) es el portal de difusión de la información recogida por los diferentes programas de seguimiento de la AHE. Con esta iniciativa, se quiere facilitar, tanto a los herpetólogos y colaboradores de los diferentes programas como al público en general, el acceso a la información referente a los anfibios y reptiles de España y, en especial, a aquella que se deriva de los programas de seguimiento.

Los objetivos del proyecto son:

- Creación de un servidor de información herpetológica que permita acceder a la información sobre la biodiversidad herpetológica existente en España.
- Crear una red de voluntariado en el ámbito herpetológico en España.
- Crear una herramienta de seguimiento a largo plazo de la evolución de las poblaciones de Anfibios y Reptiles de España.
- Determinar cuáles son los indicadores más fiables del estado de la herpetofauna en España y proponer nuevos proyectos que nutran el SIARE.
- Permitir el acceso a la información a todos aquellos interesados en la temática y especialmente a los voluntarios.
- Actualizar la base de datos de la AHE a partir de las observaciones aportadas por los prospectores y los programas SARE y AHEnuario.
- Permitir a los voluntarios de los programas tener una herramienta de visualización y gestión de sus datos.

Copyright © Asociación Herpetológica Española | Diseño y programación: S.T.I.G.

W3C XHTML 1.1

S.I.A.R.E. Servidor de Información de Anfibios y Reptiles de España

INICIO NOTICIAS FORO CONTACTO

Seguimiento de Anfibios y Reptiles de España

El SARE (Seguimiento de Anfibios y Reptiles de España) es un programa de voluntariado que pretende implicar a todos los naturalistas, biólogos, botánicos, etc., que permitan determinar la evolución de las poblaciones de anfibios y reptiles para los indicadores más fiables de cara a detectar posibles declives o cambios en las comunidades.

Más información

665 Cuadrículas (391 Anfibios, 274 Reptiles)

Mapa Satélite

Portugal España

S.I.A.R.E. Servidor de Información de Anfibios y Reptiles de España

INICIO NOTICIAS FORO CONTACTO

FORO

284 Temas

Identifíquese para añadir temas y respuestas

08-07-2018 | 19:58

Rana agila o rana bermeja - por Alfredo Herrera González

1 Respuestas

24-05-2018 | 10:36

Epidalea calamita - por ALICANTE NATURA Red Ambiental de la Provincia de Alicante, S.A.

0 Respuestas

20-05-2018 | 23:04

VI07 - por Luis Caballero Gascón

2 Respuestas

02-03-2018 | 20:30

Actualización de especie -

Un nuevo caso de especie exótica (*Crotaphopeltis hotamboeia*) viajando como polizón hasta la provincia de València y las dificultades para dejarla en manos de algún servicio público

Ángel Gálvez^{1,2}, Luis Albero^{1,3}, Antonio Gómez-Mercader^{1,4}, Rubén Sánchez¹
& Josep F. Bisbal-Chinesta^{1,5,6}

1 Asociación Herpetológica *Timon* (AHT). Cl. València, 32. 46195 Llobai. València. España.

2 Institut Cavanilles de Biodiversitat i Biologia Evolutiva (ICBiBE). Universitat de València. Cl. Catedrático José Beltrán Martínez, 2. 46980 Paterna. València. España. C.e.: angel.galvez@uv.es

3 Área de Ecología. Departamento de Biodiversidad y Gestión Ambiental. Universidad de León. Callejón Campus Vegazana, s/n. 24071 León. España.

4 Grupo de Investigación en Acuicultura. Instituto Ecoqua. Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Carretera de Taliarte, s/n. 35214 Telde. Las Palmas. España.

5 Institut Català de Paleoeccologia Humana i Evolució Social (IPHES). Edifici W3, Zona Educacional 4. Campus Sescelades. Universitat Rovira i Virgili. 43007 Tarragona. España.

6 Departament d'Història i Història de l'Art. Universitat Rovira i Virgili. Avinguda de Catalunya, 35. 43002 Tarragona. España.

Fecha de aceptación: 16 de febrero de 2023.

Key words: biological invasions, exotic species management, Herald snake, maritime transport.

Las introducciones accidentales de especies que viajan en el transporte marítimo humano han sido documentadas desde tiempos históricos y son muchas las que han aumentado sus áreas de distribución gracias a ello (Tingley *et al.*, 2017; Bisbal-Chinesta *et al.*, 2020). Actualmente, debido a la intensificación y globalización del comercio marítimo, existe una mayor probabilidad de que distintas especies, viajando como polizones, acaben saltando barreras biogeográficas y colonizando nuevos territorios, pudiendo llegar a producir problemas de conservación (Rodda & Savidge, 2007; Hulme, 2009). Solamente en territorio español se han documentado varios casos recientes de introducciones accidentales de especies de herpetofauna a través de, o al menos muy probablemente, el transporte marítimo: varios ofidios ibéricos en las islas Baleares (Silva-Rocha *et al.*, 2015), perenquenes canarios en territorio peninsular (Rosillo, 2021), lagartija de las Pitiusas en varios puertos ibéricos y en Mallorca (Gosá *et al.*, 2015), o incluso la víbora tropical *Porthidium*

lansbergii en Barcelona (Martínez-Silvestre *et al.*, 2021). Aunque los casos más conocidos de introducciones asociadas al transporte marítimo son los debidos al agua de lastre, parece evidente que, más allá de ejemplos más o menos puntuales de introducciones a través de transporte marítimo, los puertos son un foco importante de entrada de especies exóticas potencialmente invasoras (EEI). De hecho, a pesar de la creciente concienciación acerca de la problemática que suponen las EEI y de la normativa vigente para evitar estas traslocaciones, los contenedores de carga siguen suponiendo la segunda causa de establecimiento de especies exóticas (Bomford *et al.*, 2008). En este trabajo documentamos el hallazgo de un individuo de *Crotaphopeltis hotamboeia* (Laurenti, 1768) en un contenedor de transporte de mercancías en Riba-roja de Túria, provincia de València.

El 18 de febrero de 2020 la Asociación Herpetológica *Timon* recibió un aviso del Centro de Recuperación de Fauna de La Granja de El Saler. Una serpiente de especie des-



Figura 1: Imágenes del ejemplar identificado como *Crotaphopeltis hotamboeia*, hallado en un contenedor de mercancías el 18 de febrero de 2020 en Riba-roja de Túria (València). Fotos J.F. Bisbal-Chinesta (arriba) y Á. Gálvez (abajo).

conocida había sido encontrada en Riba-roja de Túria, en un contenedor procedente del puerto de València, en el depósito de la empresa de transportes *DOCKS*. Se acudió al depósito para recoger el animal, un ofidio de pequeño tamaño, de unos 60 cm de longitud total, de color pardo con la cabeza oscura e iridiscente. Presentaba el vientre, la parte ventral de las escamas supralabiales y algunas escamas del cuerpo de color blanco. Las pupilas eran verticales. Era capaz de ensanchar la cabeza simulando ser un vipérido (Figura 1). El ejemplar se identificó como un adulto de *Crotaphopeltis hotamboeia*, de acuerdo a Rasmussen *et al.* (2000), un colúbrido distribuido ampliamente por toda el África subsahariana. Se trata de una serpiente de dentición opistoglifa, cuya mordedu-

ra no tiene aparente importancia médica, de costumbres semiacuáticas y especialista en la depredación de anfibios (Spawls *et al.*, 2018). Tras la identificación del individuo, se intentó dejarlo bajo la custodia de las autoridades competentes. Al tratarse de una especie exótica, pero no catalogada como invasora, ni tampoco listada en el Convenio CITES, no se admitió su depósito en el Centro de Recuperación de Fauna, aunque sí se recibió asesoramiento constante sobre cómo actuar y con quién contactar. Por ser un hallazgo producido fuera de la ciudad de València, tampoco pudo ser depositada en el Centro de Aves, Avifauna Urbana y Especies Exóticas de l'Ajuntament de València. No se recibió respuesta a nuestras llamadas al puerto de València. Contactamos con la

Policía Local de Riba-roja de Túria, donde no conocían ningún protocolo de actuación al respecto y nos recomendaron contactar con SEPRONA. Finalmente, comunicamos el caso a SEPRONA, que certificó el encuentro y permitió la custodia del animal por parte de la Asociación, con fines educativos y divulgativos. Finalmente, meses después, el animal murió, por causas desconocidas.

Se pudo localizar la procedencia del contenedor en el que apareció el individuo de *C. hotamboeia*, así como la identidad del barco carguero en el que viajó (de bandera de Liberia, pero de propiedad china) y su ruta comercial. El contenedor, que transportaba productos textiles fabricados en India y Bangladés, fue cargado en el puerto internacional norteamericano de Norfolk con destino al puerto de València, dentro de la ruta circular que el navío realiza entre el Mediterráneo y el Atlántico (Mersin, Ashdod, Haifa, Izmir, Aliaga, Pireo, Génova, Barcelona, València, Halifax, Nueva York, Savannah, Norfolk, València, Tarragona y Mersin). Tanto el lugar de procedencia de los materiales transportados como el puerto de embarque del contenedor y los restantes visitados por el carguero se encuentran fuera del área de distribución de *C. hotamboeia*, por lo que planteamos que su translocación debió de producirse a partir de alguno de los países donde se distribuye de manera natural, y que de manera azarosa acabó llegando a València. Proponemos como una posible hipótesis que esto se diera por medio de algún cargamento proveniente de Sudáfrica, principal estado exportador africano, con destino a Estados Unidos, y que en el puerto de Norfolk la serpiente se trasladara al contenedor con destino a València, cuando éste se encontraba abierto para ser cargado con los productos indios y bangladesíes.

Por su área de distribución natural en África, *C. hotamboeia* es una especie con una gran adaptabilidad a diferentes climas, estando presente desde regiones tropicales secas hasta zonas sudafricanas de clima mediterráneo (Uetz *et al.*, 2022). Debido a la tendencia al alza de las temperaturas globales causada por el cambio climático, sumada a una tropicalización de la región circunmediterránea (Bianchi & Morri, 2003), con mayores precipitaciones anuales (y más estacionales), la península ibérica en general, y la costa mediterránea en particular, puede convertirse en una región habitable para algunas especies tropicales (Rodríguez-Merino *et al.*, 2017; Baquero *et al.*, 2021). De hecho, es posible que esta especie hubiera podido llegar a aclimatarse sin dificultades al clima local.

Este hallazgo pone de manifiesto, por un lado, que existe un riesgo real y constante de introducción de especies exóticas en nuestro territorio a través del transporte marítimo de mercancías. Estas introducciones, además, no tienen por qué darse de forma directa desde el hábitat original hasta el de destino, sino que los organismos pueden permanecer en el sistema de transporte y superar varias escalas antes de ser liberados en espacios naturales, lo que puede dificultar su trazabilidad. Este individuo en concreto, llegó hasta Riba-roja habiendo evitado los controles que teóricamente tuvieron lugar en los puertos de València y de Norfolk. Por otro lado, se ha evidenciado que los protocolos de actuación frente a una especie exótica no invasora y no incluida en el convenio CITES no están nada claros por parte de las autoridades competentes, desincentivando así la colaboración ciudadana en estas etapas pioneras de las invasiones biológicas, donde teóricamente deberían centrarse los esfuerzos de la adminis-

tración (Mehta *et al.*, 2007). Esta pasividad por parte de las autoridades, en otras circunstancias, habría acabado bien con la muerte del animal en condiciones no éticas, o bien en la liberación de una especie exótica en el medio natural. En lo que a las autoridades portuarias se refiere, ante la ausencia de información pública sobre especies exóticas encontradas en el puerto, intentamos ponernos en contacto con el fin de colaborar y poder conocer mejor el potencial riesgo de invasión a través del puerto de València, pero tampoco se recibió respuesta. Por tanto, sin la estrecha relación entre las administraciones públicas

y la comunidad científica es muy difícil estimar el alcance real de estas amenazas.

AGRADECIMIENTOS: A G. Carbonell, por colaborar en la identificación del animal. Al personal del Centro de Recuperación de Fauna de La Granja de El Saler, por ponerse en contacto con nosotros y, en la medida de lo posible, ayudarnos a contactar con las diferentes administraciones que podrían hacerse responsables del animal. A la empresa *DOCKS*, por su buena disposición para colaborar en ésta y posteriores ocasiones. Y a los agentes de SEPRONA por, finalmente, atender nuestras llamadas y ayudarnos a actuar cumpliendo la legalidad vigente.

REFERENCIAS

- Baquero, R.A., Barbosa, A.M., Ayllón, D., Guerra, C., Sánchez, E., Araújo, M.B. & Nicola, G.G. 2021. Potential distributions of invasive vertebrates in the Iberian Peninsula under projected changes in climate extreme events. *Diversity and Distributions*, 27: 2262–2276.
- Bianchi, C.N. & Morri, C. 2003. Global sea warming and “tropicalization” of the Mediterranean Sea: biogeographic and ecological aspects. *Biogeographia—The Journal of Integrative Biogeography*, 24(1).
- Bisbal-Chinesta, J.F., Tamar, K., Gálvez, Á., Alberó, L., Vicent-Castelló, P., Martín-Burgos, L., Alonso, M., Sánchez, R., Ortega, C., *et al.* 2020. Trade and stowaways: molecular evidence for human-mediated translocation of eastern skinks into the western Mediterranean. *Amphibia-Reptilia*, 41(1): 49–62.
- Bomford, M., Kraus, F., Barry, S.C. & Lawrence, E. 2008. Predicting establishment success for alien reptiles and amphibians: a role for climate matching. *Biological Invasions*, 11(3): 713–724.
- Gosá, A., Garín-Barrio, I., Sanz-Azkue, I. & Cabido, C. 2015. La lagartija de las Pitiusas (*Podarcis pityusensis*) en la península ibérica y Mallorca. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 26(2): 68–71.
- Hulme, P.E. 2009. Trade, transport and trouble: managing invasive species pathways in an era of globalization. *Journal of Applied Ecology*, 46: 10–18.
- Martínez-Silvestre, A., Loras-Ortí, F., Ugrinović, M., Soler, J. & Barrio-Amorós, C. 2021. Hallazgo de un ejemplar de *Porthidium lansbergii* por transporte accidental en Barcelona. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 32(1): 94–97.
- Mehta, S.V., Haight, R.G., Homans, F.R., Polasky, S. & Venette, R.C. 2007. Optimal detection and control strategies for invasive species management. *Ecological Economics*, 61(2): 237–245.
- Rasmussen, J.B., Chirio, L. & Ineich, I. 2000. The Herald snakes (*Crotaphopeltis*) of the Central African Republic, including a systematic review of *C. hippocrepis*. *Zoosystema*, 22: 585–600.
- Rodda, G.H. & Savidge, J.A. 2007. Biology and impacts of Pacific island invasive species. *Boiga irregularis*, the Brown tree snake (Reptilia: Colubridae). *Pacific Science*, 61(3): 307–324.
- Rodríguez-Merino, A., Fernández-Zamudio, R. & García-Murillo, P. 2017. An invasion risk map for non-native aquatic macrophytes of the Iberian Peninsula. *Anales del Jardín Botánico de Madrid*, 74: e055.
- Rosillo, E.J. 2021. Introducción accidental del perenquén canario (*Tarentola boettgeri*) en Alicante. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 32(2): 172–174.
- Silva-Rocha, I., Salvi, D., Sillero, N., Mateo, J.A. & Carretero, M.A. 2015. Snakes on the Balearic Islands: an invasion tale with implications for native biodiversity conservation. *PLOS ONE*, 10(4): e0121026.
- Spawls, S., Howell, K., Hinkel, H. & Menegon, M. 2018. *Field guide to East African reptiles*. Bloomsbury Publishing, London, UK.
- Tingley, R., García-Díaz, P., Arantes, C.R.R. & Cassey, P. 2018. Integrating transport pressure data and species distribution models to estimate invasion risk for alien stowaways. *Ecography*, 41: 635–646.
- Uetz, P., Freed, P., Aguilar, R. & Hošek, J. 2022. *Crotaphopeltis hotamboeia* (Laurenti, 1768). The Reptile Database. <<https://reptile-database.reptarium.cz/species?genus=Crotaphopeltis&species=hotamboeia>> [Consulta: 13 noviembre 2022].

Introducciones accidentales de perenquén de Delalande, *Tarentola delalandii* (Duméril & Bibron, 1836) en Vitoria-Gasteiz (Álava, norte de España)

Conrado Tejado

Departamento de Zoología-Vertebrados. Instituto Alavés de la Naturaleza. Apartado de Correos 2092. 01008 Vitoria-Gasteiz. C.e.: conradotejado@gmail.com

Fecha de aceptación: 20 de junio de 2023.

Key words: accidental introduction, north Spain, *Tarentola delalandii*, Vitoria-Gasteiz.

Tarentola delalandii es una de las cuatro especies de perenquenes originarias del archipiélago canario y la primera en ser descrita, en 1836. Este reptil, perteneciente a la familia Phyllodactylidae, es endémico de las islas de Tenerife y la Palma (Báez *et al.* 1998; Báez, 2002) y de sus islotes cercanos, Roques de Anaga y Roque de Garachico, donde se considera una especie abundante.

Las introducciones fortuitas de perenquenes canarios en localidades del noroeste de la península ibérica han sido documentadas para *Tarentola boettgeri* en Santiago de Compostela, Vigo, A Coruña, Ourense, y especialmente y de modo reiterado en Toro – Zamora (Pleguezuelos, 2002). Se tienen indicios de su reproducción en

Galicia con la aparición de ejemplares neonatos (Galán, 1999). Recientemente esta misma especie también ha sido detectada en Alicante (Rosillo, 2021). Por su parte, *Tarentola delalandii* cuenta con citas de introducciones no intencionadas en localidades de ámbito cantábrico como Oviedo, Gijón (Pleguezuelos, 2002) y Santander (Gómez de Berrazueta, 2006). El hallazgo de ambas especies siempre ha estado vinculado al transporte de cargamentos de plátanos desde las islas Canarias.

En la presente nota se documentan dos casos de introducción accidental de perenquén de Delalande en el País Vasco, comunidad que carecía hasta la fecha actual de registros de esta especie. Ambos hallazgos se localizan en la ciudad de Vitoria-Gasteiz y están vincu-



Foto Conrado Tejado

Figura 1: Ejemplar adulto de *Tarentola delalandii* hallado en una frutería de Vitoria-Gasteiz y entregado en el CREP de Martioda (Álava).

lados al seguimiento del proceso de expansión de una especie afín, *Tarentola mauritanica*, cuya presencia en Álava es objeto de estudio desde 2006 (Tejado & Potes, 2011, 2021). En su detección ha jugado un papel determinante el Centro de Recuperación de Especies Protegidas de Martioda (Álava) ya que los dos ejemplares fueron capturados e inmediatamente remitidos a este centro en fechas 10/02/2022 y 13/12/2022. El primero de ellos fue localizado por un frutero dentro de una caja de plátanos procedente de Canarias. El segundo capturado mientras trepaba por la pared en el exterior de una frutería situada en la calle Paz, en el centro urbano de Vitoria-Gasteiz, encontrándose activo en pleno mes de diciembre. Ambos ejemplares respondieron positivamente a un periodo de mantenimiento en cautividad, durante el cual ganaron peso y se iniciaron los trámites de gestión para su reintroducción en territorio canario. Ante la falta de respuesta de la administración competente finalmente fueron enviados al CRARC (Centro de Recuperación de Anfíbios y Reptiles de Catalunya) en Masquefá, Barcelona.

Aunque en Tenerife la distribución altitudinal de *T. delalandii* alcanza las Cañadas del Teide, es una especie propia de zonas bajas, comprendidas entre los 0 y 500 m (Salvador, 2009), por lo que su potencial capacidad de

adaptación al territorio alavés, fuera del ámbito urbano, se vería muy limitada por la poca idoneidad del medio y la adversidad de las condiciones climáticas del interior de Euzkadi. Por otra parte es necesario señalar el carácter potencialmente invasor de este reptil, especialmente en las localidades de la franja costera del territorio de la Comunidad Autónoma Vasca. Su potencial invasor se vería reforzado por factores como el conocido “efecto calor” de los núcleos urbanos, el progresivo aumento térmico ligado a las predicciones de cambio climático, y la naturaleza de su introducción recurrente (vinculada al transporte de productos frutícolas canarios).

La dificultad que entraña a simple vista por su similitud morfológica la identificación de ejemplares del género *Tarentola*, contribuye a que sean muchos los perenquenes que pasen totalmente desapercibidos al ser confundidos con salamanquesas comunes, por lo que el fenómeno de su introducción accidental seguramente lleva ocurriendo en muchas otras zonas desde el inicio de la exportación platanera canaria.

AGRADECIMIENTOS: A M. Salvador, R. Gutiérrez, P. Lizárraga y P. Varona por facilitarnos el acceso para la identificación de los ejemplares recogidos en el Centro de Recuperación de Especies Protegidas de Martioda.

REFERENCIAS

- Báez, M. 2002. *Tarentola delalandii* (Dumeril & Bibron, 1836). Perenquén común. 184–185. In: Pleguezuelos, J.M., Márquez, R., Lizana, M. (eds.). *Atlas y Libro Rojo de los anfibios y reptiles de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Asociación Herpetológica Española (2ª impresión). Madrid.
- Báez, M., Hílen, B. & Rykena, S. 1998. *Tarentola delalandii* (Duméril & Bibron, 1836). Kanarengo. 161–175. In: Bisschoff, W. (ed.). *Die Reptilien der Kanarischen Inseln, der Selvagens – Inseln und der Madeira – Archipels*. Aula Verlag GmbH. Wiebelsheim. Germany.
- Galán, P. 1999. *Conservación de la Herpetofauna Gallega. Situación actual de los anfibios y reptiles de Galicia*. Universidade da Coruña. Monografía 72. A Coruña.
- Gómez de Berrazuela, J.M. 2006. Salamanquesas canarias (*Tarentola delalandii*) en Cantabria. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 17(2): 80–81.
- Pleguezuelos, J.M. 2002. Las especies introducidas de Anfibios y Reptiles. In: Pleguezuelos, J.M., Márquez, R., Lizana, M. (eds.). *Atlas y Libro Rojo de los anfibios y reptiles de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Asociación Herpetológica Española (2ª impresión). Madrid.

- Rosillo, E.J. 2021. Introducción accidental del perenquén canario (*Tarentola boettgeri*) en Alicante. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 32(2): 172–174.
- Salvador, A. 2009. *Tarentola delalandii*. In: Salvador, A., Marco, A. (eds). *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Museo Nacional de Ciencias Naturales. Madrid. <<https://www.vertebradosibericos.org/>>.
- Tejado, C. & Potes, M.E. 2011. Primeros registros de *Tarentola mauritanica* (L.1758) para el centro y norte de Álava. *Munibe, Ciencias Naturales*, 59: 87–93.
- Tejado, C. & Potes, M.E. 2021. Primeros indicios de reproducción y ampliación de registros de *Tarentola mauritanica* (Linnaeus, 1758) en Álava (País Vasco, España). *Munibe, Ciencias Naturales*, 69: 111–116.

Supervivencia de una población aislada de baja altitud de *Iberolacerta monticola* considerada extinguida

Pedro Galán

Grupo de Investigación en Biología Evolutiva (GIBE). Departamento de Biología. Facultad de Ciencias. Universidade da Coruña. Campus da Zapateira, s/n. 15071 A Coruña. España. C.e.: pedro.galan@udc.es

Fecha de aceptación: 20 de junio de 2023.

Key words: distribution, Galicia, isolated populations, Lacertidae, Lizards, NW Spain, rediscovered presumed extinct population.

Iberolacerta monticola (Boulenger, 1905) es un endemismo noroccidental ibérico de distribución limitada, al que la IUCN cataloga como vulnerable debido a esta reducida extensión de su presencia, a su distribución severamente fragmentada y a sufrir un continuo declive, tanto en la extensión como en la calidad de su hábitat (Pérez-Mellado *et al.*, 2009). Aunque es una especie montana en la mayor parte de su área de distribución, en Galicia se encuentran poblaciones aisladas en zonas de baja altitud (Elvira & Vigal, 1982; Galán, 1982, 2012; Bas, 1983; Balado *et al.*, 1995; Galán *et al.*, 2007; Remón *et al.*, 2013). Su fragmentada distribución actual parece ser el resultado de otra mucho más amplia en el pasado, que se ha visto muy reducida por las oscilaciones climáticas del Pleistoceno y por los cambios ambientales a lo largo del Holoceno (Galán *et al.*, 2007; Remón *et al.*, 2013).

Las poblaciones aisladas en zonas de baja altitud están limitadas además a unos hábitats muy concretos, generalmente afloramientos rocosos o muros de construcciones que, en el caso de las cuencas de los ríos que desaguan

en el golfo Ártabro (A Coruña), se localizan en el fondo de valles fluviales angostos con densa cobertura de bosques atlánticos (Galán, 1982, 1999a, 2012, 2014a; Galán *et al.*, 2007; Remón *et al.*, 2013). Estas poblaciones aisladas se encuentran amenazadas por lo reducido de sus efectivos unido a las alteraciones de los hábitats de origen antrópico, especialmente la sustitución de los bosques atlánticos por plantaciones forestales con árboles de crecimiento

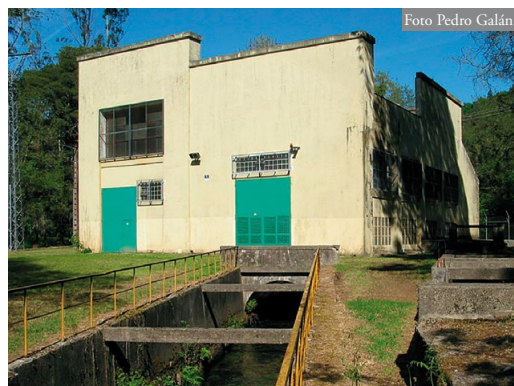


Figura 1: Central hidroeléctrica de Goimil (Vilarmajor, A Coruña), en cuyos muros vive una población de *Iberolacerta monticola*. Habita en las rejillas de ventilación de los muros, ya que éstos carecen de grietas adecuadas. En su entorno no existen hábitats adecuados para su supervivencia.



Foto Pedro Galán

Figura 2: Macho adulto de *Iberolacerta monticola* saliendo de una de las rejillas de ventilación del muro de la central hidroeléctrica del río Lambre. La carencia de hábitats adecuados (roquedos al lado del río que reciban sol) les obliga a ocupar estos medios muy poco idóneos.

rápido (eucaliptos) (Galán, 1999a, 1999b, 2005, 2014a; Remón *et al.*, 2012) y están catalogadas como vulnerables por la normativa autonómica de Galicia (Xunta de Galicia, 2007).

Una de estas poblaciones aisladas en tramos de valles fluviales angostos con fragmentos de bosques atlánticos se encuentra en la zona alta de la cuenca del río Lambre (Vilarmajor, A Coruña). A finales de la década de 1970 y principios de la de 1980 se había localizado en cuatro puntos de esa cuenca, pero a finales de la de 1980 ya sólo se pudo observar en los muros y estructuras de hormigón y piedra periféricas de la central hidroeléctrica de Goimil (Vilarmajor), situada al borde de ese río (Figura 1), en una superficie aproximada de 2500 m² (Galán, 1982, 1999a, 1999b). A partir de finales de la década de 1990 se siguió la evolución de esa población con muestreos mensuales entre marzo y septiembre cada año. Entre 1998 y 2000 se estimó el tamaño de esa población entre 25 y 50 adultos, disminuyendo luego rápidamente. En 2003 se censaron 19 ejemplares y sólo 11 en 2005

(Galán *et al.*, 2007 y datos inéditos). En 2011 se estimó que estaba formada por un máximo de cinco individuos (Remón *et al.*, 2012, 2013; Galán, 2012). Desde 2012, en que se observó un único ejemplar, no fue localizado ninguno más, de manera que se consideró la población extinguida (Galán, 2014b).

El seguimiento de esa población durante los últimos años de su existencia permitió su estudio durante su fase final mediante análisis genéticos (Remón *et al.*, 2012) y proporcionó también información sobre los últimos individuos, algunos muy longevos, con 14-15 años de edad, comprobada gracias a su marcaje como juveniles y sucesivas recapturas (Galán, 2011). El hábitat que ocupaban era muy poco adecuado para esta especie, ya que se trataba de estructuras de hormigón y rejillas de ventilación del edificio de máquinas de una minicentral hidroeléctrica en activo, cuyas paredes no son de piedra, sino de cemento liso, por lo que no poseen grietas adecuadas (Figura 1). Se encuentra además rodeada de zonas ajardinadas, bosques de ribera y densas plantaciones de eucaliptos, hábitats donde esta especie no puede sobrevivir (Galán, 2012; Remón *et al.*, 2012).

Entre los años 2013 y 2018 seguimos visitando esa localidad sin localizar ningún ejemplar más, por lo que se dio la población por extinguida. Sin embargo, en julio de 2019 observamos un único individuo (hembra adulta) en los muros de esa minicentral, ahora abandonada. En 2020 y 2021 no se localizó a ningún individuo (tres visitas cada año); pero en abril de 2022 se observaron dos ejemplares en el mismo punto (macho y hembra adultos, siendo la hembra diferente de la de 2019). Finalmente, entre marzo y junio de 2023, en cinco visitas, sólo se pudo observar un único individuo, la hembra del año anterior. En total, en cinco años (2019–2023) se han encontrado

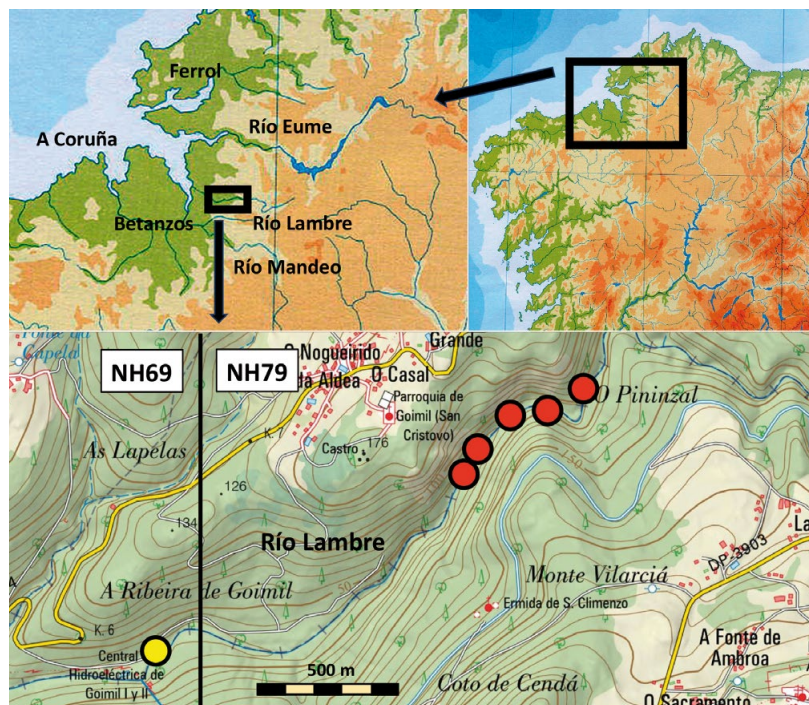


Figura 3: Tramo del río Lambre (Vilarmaior, A Coruña) donde se ha redescubierto una población aislada de *Iberolacerta monticola*. El círculo amarillo indica la localización de la central hidroeléctrica de Goimil, donde se han observado ejemplares después de varios años sin localizarse. Los círculos rojos muestran los puntos donde se encontraron individuos de esta especie en el año 2023. La línea negra vertical indica el límite entre las cuadrículas UTM de 10 x 10 km 29T NH69 y NH79.

en esta localidad tres individuos diferentes, todos adultos. Los tres ejemplares localizados se encontraban en las rejillas de ventilación del muro sur del edificio de máquinas de la central (Figura 2). En el mapa de la Figura 3 se indica con un punto amarillo esta localidad de la central hidroeléctrica de Goimil (UTM 1 x 1 km: 29T NH6996; 27 msnm).

Agua arriba de la central, en el curso alto del río, las laderas pronunciadas forman un cauce muy angosto, densamente cubierto de bosque atlántico (la denominada “Fraga del río Lambre”; Figura 4). En este tramo alto también habíamos localizado en el pasado una pequeña población de *I. monticola*, asociada a un roquedo soleado en la ribera del río. Sin embargo, el crecimiento natural de la vegetación, especialmente la arbórea, aunque también la herbácea y muscinal, hizo que ya en la década de 1990 este punto quedara cubierto por la vegetación y en sombra, por

lo que esa población también desapareció. En esa década y en la siguiente se realizaron búsquedas infructuosas de otras poblaciones de este lacértido, pero en ese tramo alto las pronunciadas laderas que rodean al río están cubiertas por un denso bosque, tanto de ribera (dominado por *Alnus glutinosa*, *Fraxinus excelsior* y *Salix atrocinerea*) como robledal mixto (con *Quercus robur*, *Castanea sativa*, *Corylus avellana*, *Laurus nobilis*, entre otros), que impiden que la luz del sol alcance el suelo desde la primavera hasta el otoño; es decir, cuando se ha desarrollado completamente la cobertura del dosel forestal. Esto hace que un animal heliófilo, como la lagartija serrana, no pueda habitar en la mayor parte de esta zona.

En 2023 la sequía que afectó a gran parte de la península ibérica durante el invierno y la primavera, hizo que el nivel del río Lambre descendiera un tanto, lo que unido a la existencia de un pequeño sendero que discurre río

arriba, que era mucho menos transitable en el pasado (formado únicamente por el paso de algunas personas), nos permitió acceder por su orilla derecha hasta zonas que no habíamos logrado alcanzar con anterioridad. De esta manera, entre marzo y junio de 2023, en cinco recorridos (18 horas de muestreo) se pudieron localizar 10 individuos de *Iberolacerta monticola* en el tramo alto del río Lambre (Ribeira de Goimil, Vilamateo, Vilarmaior, A Coruña), en la zona donde su cauce se encajona en una estrecha garganta, densamente cubierta de bosque atlántico (Figura 4). Estos puntos, todos ellos en la orilla derecha, que se corresponden con tres cuadrículas UTM de 1 x 1 km, y están señalados con puntos rojos en la Figura 3, fueron:

- UTM 1 x 1 km: 29T NH7096:

- o Roquedo de 7 metros de altura, en una ladera muy inclinada orientada al sur, a 20 metros del río, rodeado de bosque atlántico denso. 70 msnm. Dos ejemplares (macho y hembra adultos) en un lateral soleado del roquedo. Esta formación rocosa se encuentra cubierta por musgo y sombreada por árboles (*Quercus robur*) en, aproximadamente, el 70% de su superficie, por lo que el hábitat favorable para las lagartijas es escaso. Este es el único punto donde se observó fuera de la orilla del río.
- o Orilla del río Lambre con bloques de roca, piedras y afloramientos rocosos al borde del agua, en una zona más ancha de su cauce, donde el sol ilumina estas superficies desde la mañana hasta el mediodía. 72 msnm. Las rocas y piedras están parcialmente cubiertas por helechos, herbáceas, zarzas y hojarasca (en, aproximadamente, el 40% de su superficie). Tres ejemplares (macho adulto, hembra adulta y subadulto hembra) sobre las rocas (Figura 5).

- UTM 1 x 1 km: 29T NH7097:

- o Orilla del río Lambre, también con grandes bloques de roca y afloramientos rocosos al borde de su cauce, en otra zona más ancha del río, iluminada por el sol durante la mañana. 83 msnm. Un macho adulto sobre bloques de roca parcialmente cubiertos de musgo, helechos y zarzas.
- o Bloques de roca a la orilla del río, cubiertos parcialmente de vegetación y sombreados por árboles aproximadamente en un 75% de su superficie. 85 msnm. Un subadulto macho sobre roca.
- o Orilla del río con troncos caídos de *Alnus glutinosa*, parcialmente iluminados por el sol. 87 msnm. Un subadulto hembra sobre uno de los troncos caídos.

- UTM 1 x 1 km: 29T NH7197:

- o Muro bajo de piedra en seco a la orilla del río, parcialmente derruido, en un pequeño claro expuesto al sol, inmediato a las ruinas de la iglesia del monasterio de San Cremenzo de Vilamateo. 91 msnm. Una hembra adulta y un subadulto macho sobre las piedras. Los cercanos restos de los muros de la iglesia, formados por grandes sillares graníticos (aunque sólo se conservan dos hiladas del muro norte y parte del ábside), se encuentran completamente sombreados por árboles, que cubren totalmente las ruinas, por lo que no son adecuadas para reptiles heliotérmicos.

Esta población de *I. monticola* de la cuenca del río Lambre se encuentra situada entre las del río Eume (al norte, a 9,5 km en línea recta) y las del río Mandeo (al sur, a 6,7 km en línea recta). Aparte de éstas, en los ríos que desaguan en el golfo Ártabro (A Coruña) únicamente existen otras poblaciones de la especie en la cuenca del río Castro y en la parte más alta de la del río Xubia, ambas más al norte y alejadas todavía (véase mapas de las figuras

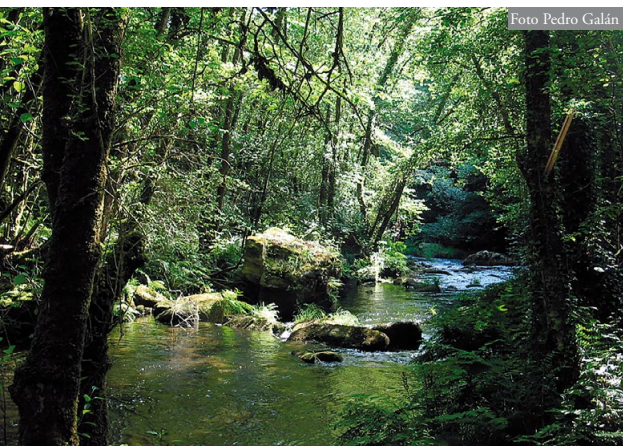


Figura 4: Hábitat de *Iberolacerta monticola* en la cuenca del río Lambre. Ocupa los afloramientos rocosos y los pedregales en la inmediata proximidad del río, pero únicamente en los escasos puntos donde el sol alcanza el suelo, debido a la densidad del dosel forestal.



Figura 5: Hembra adulta de *Iberolacerta monticola* de las nuevas poblaciones encontradas en la cuenca alta del río Lambre. Su hábitat se encuentra extremadamente limitado por la densa cobertura arbórea que reduce de manera extrema las zonas rocosas expuestas al sol.

1 y 2 en Galán, 2012). Según nuestras observaciones actuales, esta población del Lambre se encuentra presente en dos cuadrículas UTM de 10 x 10 km (29T NH69 y 29T NH79) y en las cuatro cuadrículas UTM de 1 x 1 km que se han mencionado anteriormente (la de la central de Goimil y las tres del curso alto del río).

La población que se consideró desaparecida de la central hidroeléctrica de Goimil persiste en la actualidad, aunque con unos efectivos mínimos (sólo tres ejemplares observados entre 2019 y 2023). La falta de observaciones en este punto durante seis años (2013–2018), unido a los escasos efectivos observados ahora y al descubrimiento de nuevos núcleos poblacionales río arriba, nos hace pensar en una recolonización procedente de estas poblaciones más que en una persistencia en ese lugar. Sin embargo, aunque la distancia entre esta central hidroeléctrica y la población situada río arriba más próxima es de 1300 metros siguiendo el cauce fluvial, los hábitats favorables para la especie entre estos puntos son muy escasos. *Iberolacerta monticola* precisa para sobrevivir de la existencia de sustratos rocosos o pedregosos

(o artificiales en su ausencia, como el hormigón) a los que llegue radiación solar (Galán, 2012). Aunque estos sustratos existen a lo largo del río, la densa cobertura arbórea del bosque de ribera impide que la luz del sol alcance el suelo, lo que condiciona la presencia de esta especie helióterma. Por ello, la característica común de los nuevos puntos descubiertos es que existen sustratos rocosos en la proximidad del río que reciben luz solar, al menos durante una parte del día y durante los meses de mayor desarrollo del dosel arbóreo.

Hay que destacar que esta población, al igual que las restantes aisladas en gargantas fluviales de ríos que desaguan al golfo Ártabro, forman subpoblaciones que ocupan los claros del bosque en la vecindad del río, donde la radiación solar alcanza el suelo y existen sustratos rocosos o de hormigón. Esto las hace muy sensibles a su desaparición por causas naturales. La sucesión de la vegetación y el crecimiento de los árboles tienden a eliminar estos claros en los que habitan y se ha podido comprobar la desaparición de pequeños núcleos de población por esta causa, así

como la aparición de otros nuevos en claros de formación reciente (Galán, 1999a). Esta dinámica metapoblacional de extinciones puntuales y recolonizaciones, puede conducir a la extinción definitiva en un área, cuando el tamaño de la población o la superficie ocupada por ésta se ha reducido de forma extrema (Remón *et al.*, 2012). En este sentido, la población de *I. monticola* del Lambre parece subsistir, aunque con unos efectivos muy reducidos, y en alto riesgo por la escasez de hábitats favorables.

Teniendo en cuenta la necesidad de sustratos rocosos soleados para la supervivencia de estas poblaciones, se podría plantear como medida de conservación la realización de podas puntuales en los árboles que proyectan sombra sobre determinados roquederos al borde del río, para lograr que reciban la radiación solar necesaria, así como la eliminación, también puntual, de masas arbustivas que se desarrollan sobre estas rocas, cubriéndolas. De esta manera se mantendrían las características favorables de estos hábitats rocosos para acoger (o mantener) poblaciones. También se podría favorecer la conectividad de las subpoblaciones a lo largo del cauce fluvial disponiendo sustratos favorables en forma de rocas y amontonamientos de piedras ("rocallas") en claros del bosque o zonas aclaradas donde no existan afloramientos rocosos o pedregales naturales. Dada la vinculación de algunas de estas poblaciones a determinadas construcciones humanas, como muros o ruinas e incluso monumentos arquitect-

tónicos, se debería contemplar su continuidad favoreciendo que la radiación solar los alcance mediante podas y desbroces de la vegetación que tiende a cubrirlos y, en los eventuales planes de restauración, evitar el taponar la totalidad de las pequeñas fisuras o grietas en los muros que les sirven de refugio, en aquellas zonas que no ofrezcan ningún peligro para la estabilidad de los mismos (Galán, 1999a).

A pesar de tratarse de una zona de baja altitud, relativamente cercana a la costa y a núcleos urbanos, estas poblaciones dispersas en las orillas de un reducido tramo fluvial, habían pasado desapercibidas debido a las dificultades de acceso a esta zona del río, sobre todo en la inmediata proximidad de éste. Las poblaciones se localizan únicamente en las inmediaciones del cauce fluvial, en zonas de fuertes pendientes del terreno, con rocas dispersas y densamente cubiertas de bosque atlántico. Además, los efectivos observados en cada uno de los puntos donde se localizó son muy escasos. De lo poco accesible que es esta zona da fe el hecho de que las ruinas de un antiguo monasterio del siglo XII, San Cremenzo de Vilamateo, situado a la orilla del río Lambre en este tramo alto, permanecieron ignoradas durante más de 400 años, cubiertas por la densa vegetación, siendo descubiertas por arqueólogos en fecha tan reciente como el año 2002 (Grupo de Arqueología da Terra de Trasancos, 2002). En uno de los muros periféricos a esas ruinas, al lado del río, persiste todavía una reducida población de *I. monticola*.

REFERENCIAS

- Balado, R., Bas, S. & Galán, P. 1995. Anfibios e réptiles. 65-170. In: Consello da Cultura Galega & Sociedade Galega de Historia Natural (eds.). *Atlas de Vertebrados de Galicia. Aproximación a distribución dos Vertebrados terrestres de Galicia durante o quinquenio 1980-85. Tomo 1: Peixes, Anfibios, Réptiles e Mamíferos*. Agencia Gráfica, S.A. Santiago de Compostela.
- Bas, S. 1983. Atlas provisional de los vertebrados terrestres de Galicia. Años 1970-1979. Parte I: Anfibios y reptiles. *Monografías de la Universidad de Santiago de Compostela*, 73: 1-54.
- Elvira, B. & Vigal, C.R. 1982. Nuevos datos sobre la distribución geográfica de *Lacerta monticola cantabrica* Mertens, 1929 (Sauria, Lacertidae). *Doñana, Acta Vertebrata*, 9: 99-106.
- Galán, P. 1982. Nota sobre las *Lacerta monticola* Boulenger, 1905, de las zonas costeras del Norte de Galicia. *Doñana, Acta Vertebrata*, 9: 380-384.
- Galán, P. 1999a. *Conservación de la herpetofauna gallega. Situación actual de los anfibios y reptiles de Galicia*. Universidade da Coruña. Servicio de Publicacións. Monografía N° 72. A Coruña.

- Galán, P. 1999b. Declive y extinciones puntuales en poblaciones de baja altitud de *Lacerta monticola cantabrica*. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 10: 47–51.
- Galán, P. 2005. Herpetofauna de Galicia: situación actual y amenazas que inciden en su conservación. *Recursos Rurais. Serie Cursos*, 2: 51–64.
- Galán, P. 2011. *Iberolacerta monticola* (Cantabrian Rock Lizard). Longevity. *Herpetological Review*, 43: 430.
- Galán, P. 2012. Distribución de *Iberolacerta monticola* en la provincia de A Coruña (Galicia, Noroeste de España). Supervivencia de un relicto climático. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 23: 81–87.
- Galán, P. 2014a. Herpetofauna del Parque Natural das Fragas do Eume (A Coruña): distribución, estado de conservación y amenazas. *Basic and Applied Herpetology*, 28: 113–136. <<https://dx.doi.org/10.11160/bah.13009>>.
- Galán, P. 2014b. Seguimiento de poblaciones de anfibios y reptiles en Galicia. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 25(2): 44–52.
- Galán, P., Vila, M., Remón, N. & Naveira, H.F. 2007. Caracterización de las poblaciones de *Iberolacerta monticola* en el Noroeste ibérico mediante la combinación de datos morfológicos, ecológicos y genéticos. *Munibe (Suplemento)*, 25: 34–43.
- Grupo de Arqueoloxía da Terra de Trasancos. 2002. O mosteiro de San Cremenzo de Vilamateo. *Anuario Brigantino*, 25: 85–102.
- Pérez-Mellado, V., Sá-Sousa, P., Márquez, R. & Martínez-Solano, I. 2009. *Iberolacerta monticola*. *The IUCN Red List of Threatened Species* 2009: e.T61448A12487278. <<http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2009.RLTS.T61448A12487278.en>> [Consulta: 31 mayo 2023].
- Remón, N., Galán, P. & Naveira, H. 2012. Chronicle of an extinction foretold: genetic properties of an extremely small population of *Iberolacerta monticola*. *Conservation Genetics*, 13: 131–142.
- Remón, N., Galán, P., Vila, M., Arribas, O. & Naveira, H. 2013. Causes and evolutionary consequences of population subdivision of an Iberian mountain lizard, *Iberolacerta monticola*. *PLOS ONE*, 8(6): e66034. <[doi:10.1371/journal.pone.0066034](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0066034)>.
- Xunta de Galicia. 2007. Decreto 88/2007 do 19 de abril, polo que se regula o Catálogo galego de especies ameazadas. Consellería de Medio Ambiente e Desenvolvemento Sustentable. *Diario Oficial de Galicia*, 89: 7409–7423.

Extracción de serpientes capturadas en trampas adhesivas: detalles de la metodología

Albert Martínez-Silvestre, Juan M. Cano, Nahiara Cachorro & Joaquín Soler

Centro de Recuperación de Anfibios y Reptiles de Cataluña (CRARC). 08783 Masquefa. Barcelona. España. C.e.: crarc@amasquefa.com

Fecha de aceptación: 18 de septiembre de 2023.

Key words: glue trap, rescue, snakes, vegetable oil.

Diversos estudios describen el uso de trampas adhesivas para roedores en la captura de reptiles. Se han utilizado por ejemplo durante censos herpetológicos en África (Whiting, 1998), República Dominicana (Glor *et al.*, 2000), Brasil (Ribeiro-Júnior *et al.*, 2006) o España (Garin-Barrio *et al.*, 2020). Sin embargo, dejar trampas desatendidas durante dichos censos puede comportar la captura no deseada de especies protegidas, como aves (Montesdeoca, 2017; Rodríguez *et al.*, 2010) u otras especies de reptiles (Vargas *et al.*, 2000; Rivas *et al.*, 2014) que acuden atraídas por los artrópodos y pequeños mamíferos enganchados en ellas. También existen trampas adhesivas específicas para la captura de serpientes, recomendadas en zonas habitadas donde éstas son abundantes, como Ne-

braska (Estados Unidos) (Johnson, 1989). Además, actualmente este tipo de trampas también se vende en comercios para el control de plagas (invertebrados, ratones, etc.), teniendo el mismo efecto indeseado sobre reptiles. Estas trampas atraen a otros animales además de aquellos para los cuales se utilizan (insectos o roedores).

La falta de bibliografía al respecto no permite extraer conclusiones significativas y sitúa a las trampas adhesivas para el control de poblaciones de roedores domésticos en una situación legal controvertida. Estas trampas, aún hoy en día, representan una alternativa aceptada al uso de los controvertidos venenos anticoagulantes para el control de roedores. La falta de otras trampas alternativas para el

control de plagas de roedores hace que estas adhesivas sigan estando en el mercado. Su uso se encuentra regulado en Cataluña (Generalitat de Catalunya, 2008), reservándose para situaciones sanitarias, de seguridad o urgencia, aunque ninguna normativa prohíbe su venta y se encuentran ampliamente distribuidas comercialmente. En Europa, peticiones a favor de una prohibición a nivel de la Unión han sido denegadas (Pillard, 2017) alegando falta de estudios concluyentes sobre su incidencia en la mortalidad de especies protegidas por el marco legal europeo. En la presente nota mostra-

mos la metodología para rescatar serpientes de estas trampas adhesivas con máxima eficacia de recuperación.

Entre los años 2013 y 2023 en el CRARC se han atendido 21 serpientes capturadas en trampas adhesivas (Figura 1). Las serpientes más comúnmente atendidas atrapadas por este método son *Zamenis scalaris*, *Coronella girondica* y *Hemorrhois hippocrepsis*, tratándose de serpientes autóctonas incluidas en el Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial (LESRPE, 2023), por lo que es importante su rescate. Todas ellas fueron liberadas mediante el uso de aceites vegetales comerciales (tanto de oliva como de girasol). El método recomendado consiste en realizar una limpieza y desenganche del animal en sentido caudo-craneal (empezando por la cola y terminando por la cabeza). Para realizar esta extracción correctamente y con el mínimo efecto negativo para el animal se deben seguir una serie de pautas.

En primer lugar, debemos embadurnar a la serpiente en aceite para facilitar el desprendimiento del adhesivo. Seguidamente, es importante empezar a liberar la cola, y dejar la cabeza para el último momento, para así evitar que intente escaparse o mordernos. Por tanto, se despega primero la cola, seguida por el resto del cuerpo. Para ello se realiza un pequeño masaje a favor del sentido de la escama cada 1-2 centímetros, hasta que el efecto del aceite hace que el adhesivo pierda su propiedad adherente y se libere ese sector. Seguidamente se pasa al sector siguiente de otros 2 cm, y así hasta llegar a la cabeza del animal. La presencia de membrana especular sobre el ojo de las serpientes protege al mismo de posibles lesiones causadas por el adhesivo, el aceite o la misma actuación de manejo. Así, durante esta manipulación los ojos pueden tratarse como cualquier otra escama. Es importante ir despacio y con cuidado para evitar los tirones o posibles desgarros y heridas



Figura 1: Imagen de cuatro serpientes (tres *Zamenis scalaris* y una *Coronella girondica*) capturadas en tres trampas adhesivas. Dos de las serpientes seguían vivas. Se observan también varios invertebrados y una musaraña (*Suncus etruscus*).

Foto A. Martínez-Silvestre



Figura 2: Momento posterior a la extracción del adhesivo. La serpiente brilla al estar recubierta de aceite.

en la piel del ejemplar. Finalmente, cuando la serpiente se encuentre liberada de la trampa adhesiva, quedará embadurnada de aceite (Figura 2) y, por tanto, se deberá limpiar con papel secante y se mantendrá durante 24 horas en una zona hidratada y sombreada. Tras ese tiempo de observación se puede liberar en el medio.

Según la recomendación de los fabricantes (*Extertronic*, 2023) estas trampas deben colocarse en esquinas y detrás de muebles, sitios secos y escondidos. Esta es una de las razones por las cuales pueden acabar animales atrapados en ellas, ya que estos lugares también son su refugio. Otra razón puede ser la caída de presas potenciales de los mismos, quedando atrapadas las serpientes que van en busca de alimento.

El polibuteno es el componente principal de la mayoría de marcas de trampas adhesivas (*Temobí*, *Tritón* o *Sansón*). Esta sustancia es un componente orgánico apolar que se une bien

a otros compuestos apolares como los aceites (García, 2016). Los aceites están compuestos por lípidos, que tienen gran afinidad por los polímeros presentes en este adhesivo, y al unirse a estos facilitan la rotura de sus enlaces. Además, las moléculas del aceite y del adhesivo interaccionan y debilitan las fuerzas que los mantienen unidos. Por esta razón recomendamos diferentes aceites para la liberación de los animales que quedan atrapados en las trampas. Los aceites de origen vegetal (oliva, girasol, coco, etc.) son inocuos para las serpientes. Algunos fabricantes de trampas adhesivas ya recomiendan el aceite o la gasolina como disolventes indicados para eliminar los restos de adhesivo (*Extertronic*, 2023). Para el caso de la extracción de animales vivos de estas trampas, se desaconseja el uso de la gasolina por sus efectos nocivos sobre el animal, siendo el aceite el sustituto inocuo ideal. Finalmente, cabe comentar que esta técnica podría aplicarse a otros grupos de reptiles ibéricos como los lacértidos, filodactílidos o gecónidos, candidatos a caer en estas trampas y morir en la mayoría de ocasiones. En las salamandras, que también poseen una membrana especular sobre el globo ocular, no habría riesgo de lesión corneal, pero en lacértidos sí, por lo que en esa parte última de la actuación (extracción de la cabeza) deberían extremarse las precauciones, para evitar lesiones en el ojo.

AGRADECIMIENTOS: A los colaboradores M. Amill y E. Ayllón por sus comentarios y correcciones, que han ayudado a enriquecer el contenido del manuscrito original.

REFERENCIAS

- Extertronic*. 2023. Tienda on line distribuidora de productos para erradicar y eliminar plagas. <<https://www.extertronic.com/es/trampas-adhesivas/90-trampa-ratas-raton.html>> [Consulta: 15 agosto 2023].
- García, D. 2016. *Análisis técnico e instalación del sistema de tuberías de polibuteno*. Tesis doctoral. Universidade Da Coruña. A Coruña.
- Garin-Barrio, I., Blanco, Y., Cabido, C., Carretero, M., Fernández-Arrieta, A., Izaguirre-Egaña, A., López-Aizpuru, J., Mandiola, E., Oskyrko, O. & Silva-Rocha, I. 2020. Introducción reciente de *Podarcis sicula* en dos enclaves costeros del País Vasco. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 31: 181–186.
- Generalitat de Catalunya. 2008. Decreto legislativo 2/2008, de 15 de abril, por el cual se aprueba el Texto refundido

- de la Ley de protección de animales. Diari Oficial de la Generalitat de Catalunya. Número 5113:2008.
- Glor, R., Townsend, T., Benard, M. & Flecker, A. 2000. Sampling reptiles diversity in the West Indies with mouse glue-traps. *Herpetological Review*, 31: 88–90.
- Johnson, R. 1989. *Controlling snake problems around homes*. Historical Materials from University of Nebraska-Lincoln Extension. G89-908. 1513.
- LESRPE. 2023. Listado de especies silvestres en régimen de protección especial. <<https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/conservacion-de-especies/especies-proteccion-especial/ce-proteccion-listado.html>> [Consulta: 25 agosto 2023].
- Montesdeoca, N. 2017. *Estudio de las causas de morbilidad y mortalidad en las aves silvestres ingresadas en el Centro de Recuperación de Fauna Silvestre de Táfira, Gran Canaria (2003- 2013)*. Universidad de las Palmas de Gran Canaria. Las Palmas.
- Pillard, A. 2017. Petición nº 0820/2015, presentada por Annick Pillard, de nacionalidad francesa, sobre la prohibición de las trampas con adhesivo para cazar roedores en la Unión. 2017. Parlamento Europeo 2014–2019.
- Ribeiro-Júnior, M., Gardner, T. & Ávila-Pires, T. 2006. The effectiveness of glue traps to sample lizards in a tropical rainforest. *South American Journal of Herpetology*, 1: 131–137.
- Rivas, A., Allender, M., Mitchell, M. & Whittington, J. 2014. Morbidity and mortality in reptiles presented to a wildlife care facility in Central Illinois. *Human-Wildlife Interactions*, 8: 78–87.
- Rodríguez, B., Rodríguez, A., Siverio, F. & Siverio, M. 2010. Causes of raptor admissions to a wildlife rehabilitation center in Tenerife (Canary Islands). *Journal of Raptor Research*, 44: 30–39.
- Vargas, A., Krakauer, L., Egremy-Hernandez, J. & McCoid, M.J. 2000. Sticky trapping and lizard survivorship. *Herpetological Review*, 31: 23.
- Whiting, M. 1998. Increasing lizard capture success using baited glue traps. *Herpetological Review*, 29: 34.

Presencia de *Anolis porcatius* en Tenerife (Islas Canarias)

Óscar Afonso & Beatriz Fariña

Asociación Herpetológica Española, Grupo local El Perenquén. Cl. Alhelí, 5. 38296 La Laguna. Santa Cruz de Tenerife. España.
C.e.: bfarina60@gmail.com

Fecha de aceptación: 2 de noviembre de 2023.

Key words: invasive species, lizard, reptile.

Anolis es un género muy diverso de lagartos nativos del Caribe, América Central y del Sur que alberga más de 400 especies. El subgrupo *carolinensis* -que incluye al anolis verde de Norteamérica *Anolis carolinensis* Voigt, 1832 y al anolis verde de Cuba *A. porcatius* Gray, 1840-, agrupa a un total de 14 especies y 17

subespecies de lagartos arborícolas, de tamaño moderado. Debido al gran parecido entre estas especies su estado taxonómico ha variado repetidamente a lo largo de las últimas décadas (López, 2021). Por ello, y por tratarse de especies objeto de introducción, como ocurre en las islas de Okinawa, República Domini-

Foto Alejandro Betoret



Figura 1: Macho de *Anolis porcatius*.

Foto José A. Lorenzo

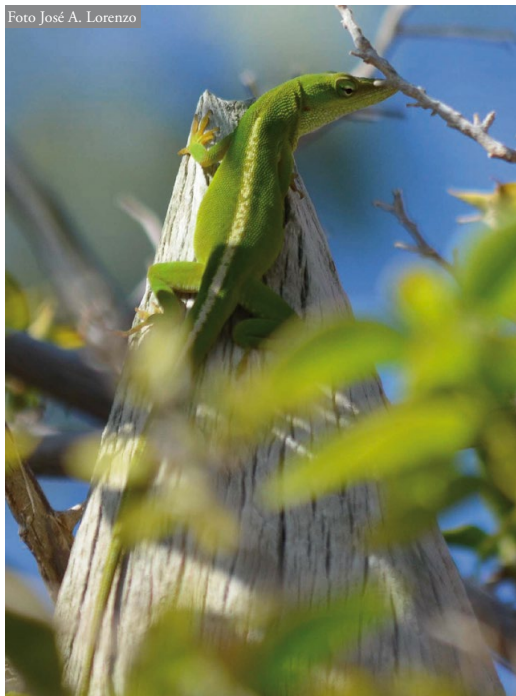


Figura 2: Hembra de *Anolis porcatus*.

cana, isla Saipán, Hawái o incluso en Florida (Powell *et al.*, 1990; Wiles & Guerrero, 1996; Suzuki-Ohno *et al.*, 2017; Goldberg & Kraus, 2018; Wegener *et al.*, 2019), se decidió incluir el género *Anolis* completo en el Real Decreto 216/2019, de 29 de marzo, por el que se aprueba la lista de especies exóticas invasoras preocupantes para la región ultraperiférica de las islas Canarias y por el que se regula el Catálogo español de especies exóticas invasoras.

Anolis porcatus es un pequeño lagarto (entre 80 y 84 mm LHC) de la familia Dactyloidae procedente de Cuba (Figuras 1 y 2). En su hábitat natural se distribuye por zonas de vegetación abierta. Se localiza principalmente en Cuba, isla de la Juventud y pequeños archipiélagos cercanos.

Desde 1995 se conoce la presencia de anolis en la isla de Tenerife (Figura 3), asociados a un cargamento de palmeras, árbo-

les y arbustos que llegaron de Cuba, cuyo destino previsto era el ajardinamiento de un futuro parque zoológico (Bethencourt & Urioste, 2014). Además se tienen dos referencias de 2013 y 2014, la primera proveniente del Centro de Recuperación de la Tahonilla, de un ejemplar identificado como un macho adulto de *A. porcatus* (Fundación Neotrópico, 2013), y la segunda referida a dos poblaciones de esa misma especie asociadas a un parque zoológico y a un campo de golf en Arona (Bethencourt & Urioste, 2014). En 2016 se reporta el avistamiento de un individuo de *A. carolinensis* en el campo de golf de Arona (López-Darias, 2016). A partir del año 2021, la Red Canaria de Alerta Temprana de Especies Exóticas Invasoras, RedEXOS (<https://www3.gobiernodecanarias.org/cptss/sostenibilidad/biodiversidad/redexos/>) comienza el control de *Anolis porcatus* en el campo de golf del municipio de Arona. En mayo de 2022 se localiza otra población en una finca del noreste de la isla muy cerca del núcleo urbano de Valle de Guerra, y en agosto del mismo año es descubierta otra población en un hotel en Adeje, en el sur de la isla. La vía de introducción de todos estos ejemplares podría estar relacionada con plantas procedentes de Cuba para el ajardinamiento en el sur de la isla (Bethencourt & Urioste, 2014). La especie podría haberse dispersado posteriormente a otros puntos de la isla, aunque no se descarta que otra de las vías de entrada haya sido su venta como mascota.

La dieta de *A. porcatus* es principalmente insectívora, aunque es capaz de ingerir presas de tamaño variable, que incluyen no solo insectos sino también otros artrópodos y de forma ocasional pequeños vertebrados; también puede usar recursos vegetales como fru-

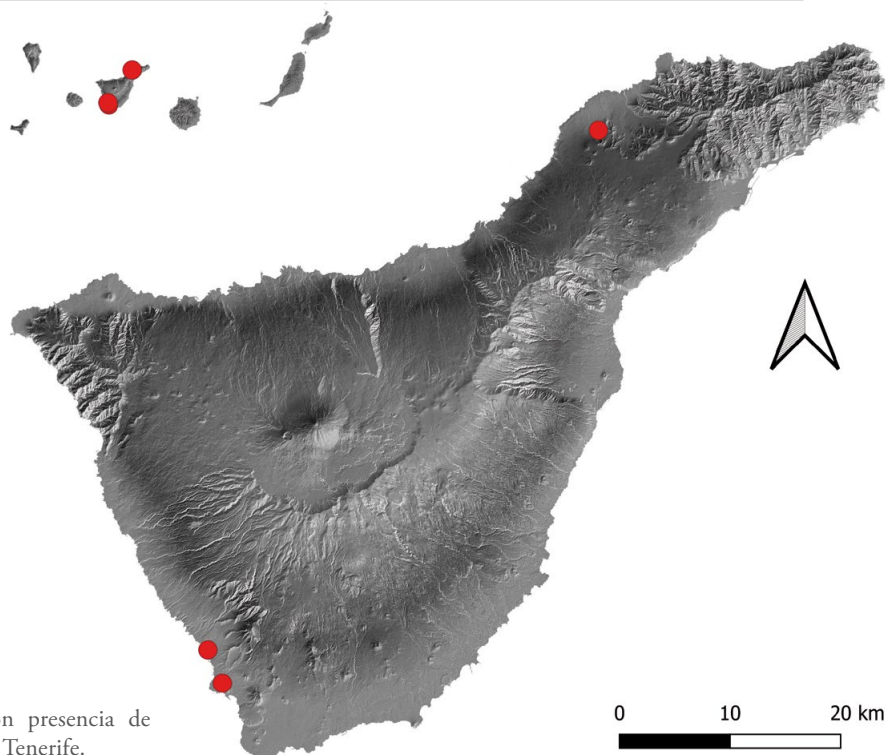


Figura 3: Localidades con presencia de *Anolis porcatius* en la isla de Tenerife.

tos o néctar (Losos, 2009; Crawford, 2011; Button *et al.*, 2017; Gandia *et al.*, 2018). En Tenerife se sabe que consume coleópteros, hemípteros, himenópteros, ortópteros y arañas (Hernández *et al.*, 2023). La amplitud de su dieta induce a pensar que pueda estar incidiendo sobre especies nativas, e incluso que pueda depredar sobre ejemplares de pequeño tamaño de reptiles (Torres & Acosta, 2014; Button *et al.*, 2017), compitiendo con ellas por los recursos disponibles.

La gran cantidad de ejemplares capturados desde junio de 2021 hasta la fecha, que supera los 5500 individuos, tanto por RedEXOS como por el Cabildo de Tenerife, incluyendo a este anolis en el proyecto denominado “Gestión de la fauna silvestre, control de especies de fauna exótica invasora y conservación de la biodiversidad y el patrimonio natural insular” denota su reproduc-

ción espontánea y una rápida adaptación de la especie al medio de la isla. Actualmente se está llevando a cabo estudios genéticos por parte de la Universidad de La Laguna (Hernández *et al.*, 2023), siendo la certificación de la identificación como *Anolis porcatius* una de las noticias esperadas para el caso de las poblaciones de Tenerife. Por otra parte, en un estudio realizado recientemente se muestra que los anolis capturados en Tenerife dan cobijo a una amplia gama de bacterias con potencial zoonótico, como *Escherichia coli* enteropatógena (productora de shigatoxinas), *Campylobacter jejuni*, *C. fetus*, *Staphylococcus lugdunensis*, *Vibrio cholera* y *Salmonella* sp. Dichos patógenos pueden ser transmitidos a la fauna nativa, con las consecuencias que esto pueda acarrear desde el punto de vista de la conservación (Abreu-Acosta *et al.*, 2023).

REFERENCIAS

- Abreu-Acosta, N., Pino-Vera, R., Izquierdo-Rodríguez, E., Afonso, O. & Foronda, P. 2023. Zoonotic bacteria in *Anolis* sp., an invasive species introduced to the Canary Islands (Spain). *Animals*, 13(3): 414.
- Bethencourt, M.J. & Urioste, J.A. 2014. *Informe sobre los vertebrados exóticos encontrados en libertad en Tenerife (1994-2014)*. Gobierno de Canarias. Consejería de Educación, Universidades y Sostenibilidad. Dirección General de Protección de la Naturaleza.
- Button, S.T., Greenberg, C.H. & Austin, J.D. 2017. *Anolis carolinensis* (Green Anole). Diet. Natural history notes. *Herpetological Review*, 48(3): 633–634.
- Crawford, C. 2011. *Anolis carolinensis*. Animal Diversity Web. <https://animaldiversity.org/accounts/Anolis_carolinensis/> [Consulta: 1 septiembre 2023].
- Fundación Neotrópico. 2013. Ejemplares exóticos recogidos en agosto. [Entrada: 26 agosto 2013]. www.neotropico.org. <https://www.neotropico.org/index.php/blog/item/ejemplares-exoticos-recogidos-en-agosto?category_id=13> [Consulta: 5 julio 2023].
- Gandia, A.C., Carvajal, J.R. & López, J.T. 2018. An instance of nectarivory in a Cuban Green Anole, *Anolis porcatius* (Squamata: Dactyloidae). *Reptiles & Amphibians*, 25(1): 37–39.
- Goldberg, S.R. & Kraus, F. 2018. Reproduction in the green anole, *Anolis carolinensis* (Squamata: Dactyloidae), from Hawaii. *Current herpetology*, 37(1): 69–74.
- Hernández, M., Basterrechea, A., González-Castro, A. & Rando, J.C. 2023. *Estudio del origen, identidad taxonómica y relación entre poblaciones de Anolis, y primeros datos de su dieta y la del camaleón del Yemen*. Gobierno de Canarias. (Memoria Parcial-Marzo, 2023).
- López, M. 2021. *Asesoramiento experto en la gestión, control y erradicación de especies de flora y fauna invasora*. Memoria nº 4. GEEI-IPNA-CSIC. San Cristóbal de la Laguna. Santa Cruz de Tenerife.
- López-Darías, M. 2016. Introduced *Anolis* species in Tenerife (Canary Islands, Spain) [Entrada: 20 julio 2016]. *Anoles Annals*. <<https://www.anolesannals.org/2016/07/20/introduced-anolis-species-in-tenerife-canary-islands-spain/>>. [Consulta: 5 julio 2023].
- Losos, J. 2009. *Lizards in an evolutionary tree ecology and adaptive radiation of Anoles*. Berkeley and Los Angeles, California: University of California Press. Berkeley. USA.
- Powell, R., Smith, D.D., Parmelee, J.S., Taylor, C.V. & Jolley, M.L. 1990. Range expansion by an introduced anole: *Anolis porcatius* in the Dominican Republic. *Amphibia-Reptilia*, 11(4): 421–425.
- Torres, J. & Acosta, M. 2014. Predation attempt by *Anolis porcatius* (Sauria, Dactyloidae) on *Mus musculus* (Rodentia, Muridae). *Herpetology Notes*, 7: 525–526.
- Suzuki-Ohno, Y., Morita, K., Nagata, N., Mori, H., Abe, S., Makino, T. & Kawata, M. 2017. Factors restricting the range expansion of the invasive green anole *Anolis carolinensis* on Okinawa Island, Japan. *Ecology and Evolution*, 7(12): 4357–4366.
- Wegener, J.E., Pita-Aquino, J.N., Atutubo, J., Moreno, A. & Kolbe, J.J. 2019. Hybridization and rapid differentiation after secondary contact between the native green anole (*Anolis carolinensis*) and the introduced green anole (*Anolis porcatius*). *Ecology and Evolution*, 9(7): 4138–4148.
- Wiles, G.J. & Guerrero, J.P. 1996. Relative abundance of lizards and marine toads on Saipan, Mariana Islands. *Pacific Science*, 50(3): 274–284.

ADENDA

A: Galán, P., Oskyrko, P. & Carretero, M.A. 2022. **Nuevas poblaciones de *Podarcis muralis* en Galicia: ¿introducción a corta o a larga distancia?** *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 33.

Después de que fuera editada la versión definitiva del artículo "*Nuevas poblaciones de Podarcis muralis en Galicia: ¿introducción a corta o a larga distancia?*" de Pedro Galán, Oleksandra Oskyrko y Miguel Ángel Carretero (Boletín de la AHE, nº 33, 2022), recibimos nueva información de Gilberto Sánchez Jardón, en nombre del proyecto Herpetos del Occidente Asturiano, indicando que han encontrado *Podarcis muralis* en la orilla asturiana de la ría del Eo, es decir, más cerca de la población introducida de Ribadeo (Lugo) de lo que se indica en el artículo, que es Tapia de Casariego. Estas observaciones están cargadas en la plataforma iNaturalist (https://www.inaturalist.org/observations?place_id=6774&project_id=herpetos-del-occidente-asturiano&subview=map&taxon_id=55990). Los autores animan desde aquí a los naturalistas para que sigan aportando observaciones que permitan comprender mejor los patrones de distribución de los herpetos ibéricos, así como su eventual variación en el tiempo.

Pedro Galán, Oleksandra Oskyrko y Miguel Ángel Carretero.

NORMAS DE PUBLICACIÓN

IMPORTANTE: Las normas de publicación están disponibles en la página web de la AHE
<http://www.herpetologica.es/publicaciones/boletin-de-la-asociacion-herpetologica-espanola>

IMPORTANT: The instructions to authors are available in the web site of the AHE
<http://www.herpetologica.es/publicaciones/boletin-de-la-asociacion-herpetologica-espanola>



