

BOLETÍN

DE LA ASOCIACIÓN HERPETOLÓGICA ESPAÑOLA

Núm. 22 - 2011



SUMARIO nº 22 - 2011

Editorial	1	Depredación de puestas de <i>Bufo calamita</i> y de <i>Pleurodeles waltl</i> adultos por anátidas en una laguna mediterránea de montaña. Juan R. Fernández-Cardenete, Fernando Ortega, Elena García-Lozano & Catuxa Novo	91
Artículo Invitado			
Los anfibios y reptiles naturalizados en España: Historia y evolución de una problemática creciente. José A. Mateo, César Ayres & Luis F. López-Jurado.....	2	Neotenia en <i>Triturus pygmaeus</i> . Observación en el sur de Jaén. Javier Fuentes, Luis García-Cardenete, Eduardo Escoriza, José L. Esteban & Javier Benavides.....	96
Historia Natural		Distribución	
Un caso de canibalismo en rana verde norteafricana (<i>Pelophylax saharicus</i>) en el sur de Marruecos. Luis García-Cardenete, Víctor Gabarí, Daniel Sanchez..	43	La herpetofauna de los afloramientos peridotíticos de Sierra Bermeja y su entorno (Málaga, Andalucía). Juan A.M. Barnestein, Juan P. González De La Vega, Inma Jaén-Velázquez & Felipe Román-Requena	99
Canibalismo en <i>Macroprotodon mauritanicus</i> en la isla de Mallorca. Joan Capellà, José A. Mateo, Joan Mayol & Juan M. Pleguezuelos	44	Nuevas citas de <i>Mauremys leprosa</i> y <i>Trachemys scripta</i> en la provincia de Málaga. David Romero, José C. Báez, Francisco Ferrí, Jesús J. Bellido, Juan J. Castillo & Raimundo Real	104
Sobre la presencia de <i>Gallotia galloti</i> en el pico del volcán Teide (Tenerife, Islas Canarias). Beatriz Fariña, M. ^a Leticia Rodríguez, Manuel R. López & Jesús E. Moreno.....	46	Distribución, abundancia y conservación de la culebrilla mora (<i>Trogonophis wiegmanni</i>) en las Islas Chafarinas. José Martín, Nuria Polo-Cavia, Adegá Gonzalo, Pilar López & Emilio Civantos...	107
Depredación de <i>Anguilla anguilla</i> por <i>Natrix maura</i> en la desembocadura del río Ebro. Guillem Pérez i de Lanuza	51	Área de distribución de <i>Chamaeleo chamaeleon</i> en la costa de Estepona (W Málaga). Jesús Duarte, Miguel Ángel Farfán & J. Mario Vargas.....	112
Comportamiento arbóreo en <i>Podarcis bocagei</i> . Pedro Galán.....	54	<i>Tarentola mauritanica</i> : aproximación a su distribución en Aragón. Francisco J. Serrano	116
Coprofagia de <i>Testudo hermanni</i> sobre excrementos de tejón (<i>Meles meles</i>). Joaquim Soler & Albert Martínez-Silvestre	57	Presencia de <i>Iberolacerta monticola</i> en la sierra del Suevo (Asturias). Pablo García-Díaz	120
A particular case of a tagged loggerhead sea turtle that naturally expelled a deep hook. J.C. Baez, S. Karaa, M.N. Bradai, J.J. Bellido, S. García-Barcelona & J.A. Camiñas	59	Distribución del género <i>Iberolacerta</i> en la provincia de Ourense (Galicia, noroeste de España) y zonas limítrofes. Pedro Galán.....	122
Albinismo en un adulto de <i>Pelophylax perezi</i> en el sur de Cádiz (SO de la Península Ibérica). Francisco Jiménez-Cazalla	62	Primera localidad de <i>Zootoca vivipara</i> en los Montes de León (NW Península Ibérica). Oscar J. Arribas.....	128
Anfibios con malformaciones en el Parque Natural das Fragas do Eume (A Coruña, Galicia). Pedro Galán	65	Datos sobre la herpetofauna del término municipal de Biar (Alicante, este de España). David Vento & Conchi Pérez.....	130
Pedomorfosis de <i>Lissotriton boscai</i> a gran profundidad en una laguna de alta montaña (Sierra Segundera, NO de Zamora). Javier Morales & Daniel Cruz.....	67	Conservación	
Descenso brusco de temperaturas y nevadas tardías como causas de mortalidad de anfibios durante el período reproductor. Albert Montori, Guillem Giner, Xavier Béjar & David Álvarez	72	Nuevos datos acerca de la culebrilla ciega de las mace-tas, <i>Ramphotyphlops braminus</i> , en Canarias. Jaime A. de Urioste & José A. Mateo	135
Overwintering of hatchling Western Caspian Turtles, <i>Mauremys rivulata</i> , in Great Menderes Delta (Turkey). Dinçer Ayaz & Kerim Çiçek.....	74	El impacto sobre los anfibios de pequeñas obras públicas en espacios naturales protegidos. Pedro Galán	138
Caso de albinismo total en <i>Rhinechis scalaris</i> . Nekane Manjón	78	Nuevos datos sobre el estado de conservación de las poblaciones de anfibios en el sureste de la Comunidad de Madrid. Beatriz Paños, Ricardo Rubio, Fernando Barrios & Miguel Sánchez	143
Melanismo parcial en <i>Podarcis bocagei</i> de Galicia. Pedro Galán, Rafael Vázquez & Martiño Cabana ..	79	Depredación de <i>Timon lepidus</i> por gato asilvestrado. Francisco Díaz-Ruiz & Pablo Ferreras	148
Un caso de albinismo en <i>Natrix maura</i> en el sur de la Península Ibérica. Esmeralda Alaminos Alaminos & Juan José Lázaro López.....	81	Nuevos datos sobre la presencia de <i>Trachemys scripta</i> en aguas salobres del río Gaià (Tarragona). Albert Martínez-Silvestre, Joaquim Soler & Héctor Hernández	151
Depredación de una larva de <i>Salamandra salamandra</i> por la sanguijuela <i>Haemopis sanguisuga</i> en Galicia. Pedro Galán	82	Hallada una población introducida de <i>Ommatotriton ophryticus</i> en el Prepireneo catalán. Ferran Fontelles, David Guixé, Albert Martínez-Silvestre, Joaquim Soler & Dani Villero	153
Un caso de melanismo en <i>Podarcis hispanica</i> (<i>sensu lato</i>). Enrique García-Muñoz, Verónica Gomes & Miguel A. Carretero	84		
Puesta de huevos infecundados en <i>Salamandra salamandra</i> . Pedro Galán, Guillermo Vela-Antón & Adolfo Cordero-Rivera	86		
Malformation on a subadult <i>Podarcis bocagei</i> . Neftali Sillero, Elena Argaña & Verónica Gomes.....	89	Normas de Publicación	Interior contraportada



BOLETÍN

DE LA ASOCIACIÓN HERPETOLÓGICA ESPAÑOLA

EDITORIAL

Boletín nº 22. Año 2011.

Editores:

Andrés Egea, Alex Richter y Xavier Santos

Departament de Biologia Animal,
Universitat de Barcelona, Av. Diagonal 645,
E-08028 Barcelona

Diseño y maquetación:

Marcos Pérez de Tudela
Url: www.marcos-pdt.com

Impresión:

igrafic
Url: www.igrafic.com

Junta Directiva

Presidente

Juan Manuel Pleguezuelos

Vicepresidente

Jaime Bosch Pérez

Secretario General

Miguel Ángel Carretero Fernández

Vicesecretario General

José Antonio Mateo Miras

Tesorero

Enrique Ayllón López

Vocales

César Ayres Fernández (Conservación)
Victor Javier Colino Rabanal (Biblioteca)
Francisco Javier Diego Rasilla
(Página web y promoción)
Marc Franch Quintana
Gustavo A. Llorente Cabrera (Atlas)
Adolfo Marco Llorente (Tortugas marinas)
Albert Montori Faura (Atlas)

Revista Española de Herpetología (Editores)

Manuel Eloy Ortiz Santaliestra
Ana Perera Leg

Boletín de la AHE (Editores)

Andrés Egea Serrano
Alex Richter Boix
Xavier Santos Santiró

Depósito Legal: M-43.408-2001
ISSN: 1130-6939

Desde el año 2008 estamos asistiendo a una severa recesión económica en numerosos países de todo el mundo, lo que ha tenido como consecuencia inmediata el desarrollo de políticas austeras con recortes del capital disponible y la inversión de éste en fines muy concretos, con el consiguiente sacrificio de otros bienes y servicios.

Nuestro país no es ajeno a la necesidad de distribuir los presupuestos disponibles, hecho que ha supuesto la inmediata reducción de la inversión en investigación, a pesar de tratarse ésta de una actividad generadora de numerosos puestos de trabajo, así como de conocimientos que revierten en el potencial competitivo de cualquier país y en el bienestar de sus ciudadanos. De este modo, con menos dinero disponible para asumir tanto los costes que supone la ejecución de cualquier proyecto de investigación como el salario que corresponde a los científicos, la realización de cualquier actividad investigadora se hace cada vez más ardua. Fruto de esta política miope es el abandono de la carrera investigadora por parte de personas muy valiosas o la emigración a otros países. Así, y dada la influencia que cualquier estudio serio puede ejercer sobre el universo científico y, por lo tanto, sobre la sociedad en general, España aún necesita realizar un ejercicio por el que se deje de pensar en un beneficio a corto plazo y por el que se reconozca que la ciencia es una actividad esencial para el desarrollo del país y que los científicos, motores de esa actividad, deben recibir el apoyo económico y social que nos merecemos.

Si la ausencia de un apoyo realmente serio a la investigación por parte de los más diversos organismos financiadores es el denominador común para todas las áreas del conocimiento, se debe reconocer que es aún más dramática en el caso de los estudios relacionados con el medio ambiente, ya que numerosas entidades dan la impresión de considerar este tipo de trabajos como el hermano menor de la ciencia. Y, en este sentido, los estudios relacionados con los anfibios y reptiles son muy destacables debido a la aversión que parecen despertar estos organismos entre muchas personas y a una extraña reticencia a reconocer el interés que tienen como modelos para la realización de los más variados estudios, sin contar la responsabilidad ética y moral que tenemos para con nuestro entorno.

Sin embargo, a pesar de la difícil situación anteriormente expuesta, en la actualidad existe un gran número de profesionales y aficionados a la herpetología cuya producción es muy significativa. Así, y dado que el presente volumen recoge una excelente muestra de dicha tarea, vaya aquí un reconocimiento por parte del Boletín de la Asociación Herpetológica Española a todas las personas que se esfuerzan por seguir realizando y publicando estudios tan valiosos. A ver si el trabajo de todos redundará en una mayor consideración institucional y social de los anfibios y de los reptiles, así como de las personas que los estudiamos.

Artículo Invitado

Los anfibios y reptiles naturalizados en España: Historia y evolución de una problemática creciente

José A. Mateo¹, César Ayres² & Luís F. López-Jurado³

¹ Servei de Protecció d'Espècies, Govern de les Illes Balears. Cl. Gremi Corredors, 10. 07009 Palma de Mallorca. C.e.: mateosaurus@terra.es

² Asociación Herpetológica Española. Apartado 191. 28911 Leganés. Madrid.

³ Departamento de Biología. Universidad de las Palmas de Gran Canaria. Apartado 550. 35080 Las Palmas de Gran Canaria.

Fecha de aceptación: 20 de septiembre de 2011.

Key words: amphibians, reptiles, alien species, Spain.

No es una novedad que muchas especies ocupen áreas de las que no se las considera originarias y que, en un porcentaje elevadísimo de los casos, la mano del hombre se encuentre directamente detrás de esos movimientos de animales y plantas. Pero la gravedad del problema se ha incrementado hasta tal punto que en la actualidad se la considera uno de los principales azotes medioambientales y la segunda causa probada de pérdida de biodiversidad a nivel global (Lowe *et al.*, 2000; IUCN, 2010).

Muchas de las que han sido calificadas como las peores especies invasoras han acompañado al hombre en sus correrías desde los albores de la historia, aclimatándose a las condiciones del nuevo territorio y provocando la extinción de numerosas especies nativas e incluso modificando el paisaje (Lowe *et al.*, 2000).

Como otros vertebrados, muchos anfibios y reptiles también se han asentado lejos de sus áreas originales de distribución gracias a la ayuda directa o indirecta del hombre, y en muchos casos se ha traducido en efectos no deseados (Lever, 2003; Kraus, 2009). Algunos han llegado incluso a detentar el dudoso honor de formar parte de la lista de las 100 especies invasoras

peores a nivel mundial confeccionada por la UICN (Lowe *et al.*, 2000). Otros, como el sapo de uñas africano (*Xenopus laevis*), no están en esa lista pero son sospechosos de estar en el origen de una de las graves enfermedades emergentes que en las últimas décadas han provocado la extinción o la regresión acusada de otras especies de anfibios en todo el planeta (Bosch, 2003).

La Península Ibérica y los archipiélagos Canario y Balear han sido, desde la prehistoria, destino de muchas introducciones de reptiles y anfibios. Muchas de las especies que pueblan España en la actualidad tienen un origen foráneo, aunque descubrir tal posibilidad, como ha ocurrido por ejemplo con *Hyla meridionalis*, pueda llegar a sorprendernos (Pleguezuelos, 2002; Recuero *et al.*, 2007).

En este trabajo recopilatorio hemos querido precisamente hacer una revisión bibliográfica y puesta al día de los anfibios y reptiles naturalizados en España, entendiéndolo como especies naturalizadas aquéllas introducidas que mantienen poblaciones reproductoras (Heenan *et al.*, 1998). No haremos referencia, por el contrario, a las numerosísimas especies exóticas aclimatadas, de acuerdo con la definición ofrecida por Pleguezuelos (2002).

Elaboración de la lista de las especies naturalizadas en España

Este trabajo se plantea como una revisión y tiene, por eso, una base bibliográfica. En algunos casos, sin embargo, la información es inédita, y tiene como fuente principal las comunicaciones personales solventes o información obtenida directamente por los autores.

Cada caso considerado viene acompañado de información suplementaria acerca del origen de los fundadores, siempre y cuando se disponga de esa información, la antigüedad de la introducción, la voluntariedad de la misma, el vector de entrada, su posible objeto, la evolución de cada población, los posibles efectos sobre otras especies, y las previsiones de futuro. Salvo en casos puntuales, las especies restablecidas en el marco de planes de conservación no han sido consideradas en esta revisión.

Se ha llevado a cabo también un repaso a aquellas especies que, de acuerdo con revisiones anteriores (Rivera & Arribas, 1993; Mateo, 1997; Pleguezuelos, 2002), mantenían poblaciones naturalizadas en España, pero que en los últimos años han acabado por extinguirse.

En cualquier caso, y teniendo en cuenta la rapidez con la que se instalan nuevas especies en España, resulta previsible que la lista que presentamos en esta revisión esté, de entrada, subestimada y que en breve deba completarse.

ANFIBIOS

Lissotriton helveticus (Familia Salamandridae). Pequeño tritón presente en buena parte de Europa occidental, incluido el norte de España, y considerado introducido en varias localidades de Cataluña (Pleguezuelos, 2002). Actualmente se mantienen varias poblaciones en el Parque Natural de Serra de Collserola, muy cerca de Barcelona (Rivera *et al.*, 1997). Esta introducción

voluntaria tuvo lugar en la década de 1980, con ejemplares procedentes de Hostalets de Balenya, cerca del Montseny (A. Montori, comunicación personal). Otra población se encuentra en la Serra del Montsià, en la localidad de Font d'en Burgà (Barbadillo, 2002; A. Montori, comunicación personal). Barbadillo (2002) cita otras introducciones que no llegaron a prosperar en Vallvidrera y en el pantano de Can Borrell (Provincia de Barcelona).

Mesotriton [Ichtyosaura] alpestris (Familia Salamandridae). Urodelo con un área de distribución amplia en Europa, con poblaciones disjuntas en la Cordillera Cantábrica (Gasc *et al.*, 1997; Recuero & Martínez-Solano, 2002).

En el Sistema Central Ibérico, se encuentra una población introducida en lagunas de origen glacial de la Sierra de Guadarrama, entre 2080 y 2140 msnm (lagunas de Peñalara, de los Pájaros y Claveles; T.M. de Rascafría y San Ildefonso). Se encuentra actualmente en expansión en la zona (Martínez-Solano *et al.*, 2003), y se ha sugerido que podría poner en peligro la estabilidad demográfica de anfibios autóctonos (Martínez-Solano, 2006). Los análisis genéticos han permitido comprobar que los fundadores de la población de la Sierra de Guadarrama procedían de las poblaciones de la Cordillera Cantábrica (Arano *et al.*, 1991; Martínez-Solano, 2006). Existen datos contradictorios referentes al momento en el que se produjo la introducción. Mertens (1926) lo citó en la zona a principios del siglo XX, pero no pudo confirmarse su presencia hasta el último cuarto del mismo siglo (Lope & Cuadrado, 1985). Es posible, por eso, que la especie haya sido introducida en dos ocasiones en la misma zona.

Ommatotriton ophryticus (Familia Salamandridae; Figura 1). Este urodelo ha sido detectado durante la primavera de 2011 en albercas y depósitos de agua de la sierra de Busa, cerca de la localidad de Berguedà (Lleida; Fontelles *et al.*, 2011). Los tritones presentaban las

características morfológicas propias de las poblaciones del Cáucaso y son, por las espectaculares libreas de los machos en celo, muy apreciados entre aficionados y profesionales de la terrariofilia. La población presentaba reproducción espontánea y, de no existir un programa eficaz de erradicación, podría llegar a extenderse por la zona, con el consiguiente peligro para otros tritones autóctonos.



Foto Albert Martínez-Silvestre

Figura 1. Ejemplar de *O. ophryoticus* en fase terrestre, capturado en la sierra prepirenaica de Busa (Lleida).

Triturus marmoratus (Familia Salamandridae). El tritón jaspeado fue introducido voluntariamente en algunas localidades de Cataluña durante la década de 1980 (Pleguezuelos, 2002). En la actualidad se mantiene, al menos, una población en el Parque Natural de la Serralada de la Marina (Barcelona; A. Montori, comunicación personal).

Alytes obstetricans (Familia Alytidae). Recientemente, este sapillo fue introducido, muy probablemente de forma voluntaria, en la isla de Menorca, donde otra especie del mismo género - *Alytes muletensis* - se había extinguido en tiempos históricos (Carrera & Pons, 2010a; Pinya & Carretero, 2011). Su característico canto se ha podido oír en los últimos años en dos localidades cercanas a Mahón y en los alrededores del Parque Natural des Grau (Carrera & Pons, 2010a; A. Marco, comunicación personal y datos propios inéditos). Esta introducción podría hacer peligrar el programa de reintroducción del ferreret en esa isla (Servei de Protecció d'Espècies, 2007).

Discoglossus pictus (Familia Alytidae). Especie originaria de las regiones mediterráneas del norte de Argelia y de Túnez (Martínez-Solano *et al.*, 2004). También se encuentra en las islas Galitas (Túnez), Malta, Sicilia, sur de Francia y Cataluña (Gasc *et al.*, 1997).

La introducción de esta especie en el sur de Francia y su posterior expansión se ha convertido en un ejemplo clásico de colonización (Montori *et al.*, 2007). A finales del siglo XIX algunos ejemplares de esta especie empezaron a reproducirse en la localidad francesa de Banyuls sur Mer (departamento de Pirineos Orientales), probablemente después de escapar de las instalaciones del Laboratorio Arago (Wintrebert, 1908). En 1948 el sapillo ya había alcanzado Perpiñán (Yakowleff, 1948), y sólo nueve años más tarde traspasaba la frontera española y era detectado en Port Bou (Duguy & Knoepffler, 1958). Poco después Knoepffler (1962) lo citaba en Empúries, Figueres y Girona. A principios del nuevo milenio se encontraba ya a 130 km al norte de Banyuls sur Mer, mientras que por el Sur ocupaba casi por completo la provincia de Girona (Llorente *et al.*, 2002b; Fradet & Geniez, 2004). En 2009 se encontraba perfectamente asentado en el delta del río Llobregat, al sur de Barcelona, y parecía seguir en expansión con una tasa de avance de alrededor de 1.53 km / año (Montori *et al.*, 2007; A. Montori, comunicación personal). Esta velocidad de avance permite pensar en que, en sólo unas décadas, llegará a solapar con las poblaciones más cercanas de la especie autóctona *Discoglossus jeanneae*, con el consiguiente peligro de hibridación y / o desplazamiento.

Xenopus laevis (Familia Pipidae). Rana de origen sudafricano, actualmente introducida en varias localidades de América y Europa. En Cataluña se conoce una población en el Laberint d'Horta, dentro del área metropolitana de Barcelona (A. Montori, comunicación personal). Se trata de una

introducción reciente probablemente voluntaria. Otra población localizada en el jardín de bulbosas de Montjuic ha sido eliminada (A. Montori, comunicación personal). En Portugal también ha sido introducida con éxito en la ribeira de Oeiras (Rebello *et al.*, 2010), aunque parece improbable que pueda extenderse a España a medio plazo.

Bufo balearicus (Familia Bufonidae). A pesar de su nombre, el sapo verde balear es una especie muy probablemente introducida en ese archipiélago (Alcover & Mayol, 1981). En la actualidad se acepta que su área de distribución se extiende por la Península Itálica, Cerdeña, Córcega, Baleares y parte de Sicilia (Stöck *et al.*, 2008).

En Baleares puede encontrarse en Mallorca, Menorca e Ibiza (Muntaner, 2006; Pinya & Carretero, 2011). En Formentera se han detectado individuos adultos probablemente procedentes de Ibiza, aunque no hay indicios de reproducción (J. Muntaner, comunicación personal).

Es una especie rara en Baleares que, en el caso de Ibiza, sólo se reproduce en unos pocos puntos de la isla (Planas, 1992; Esteban *et al.*, 1994; Palerm, 1997; Muntaner, 2006). Por eso está catalogado como "Vulnerable" en Mallorca y Menorca, y "En Peligro" en Ibiza (Viada, 2006).

Se han identificado restos esqueléticos atribuidos a esta especie en yacimientos arqueológicos talaióticos y romanos en Mallorca (siglos XII al II a.d.C.; Alcover & Mayol, 1981). Se trataría, por tanto, de una introducción muy temprana asociada al intenso tráfico marítimo del segundo milenio a.d.C. En los últimos años se han llevado a cabo traslocaciones controladas de sapos verdes baleares en Mallorca e Ibiza (Pleguezuelos, 2002; J. Muntaner, comunicación personal).

Hyla meridionalis (Familia Hylidae). Un estudio basado en la comparación de secuencias de ADN mitocondrial ha puesto de manifiesto que las ranitas meridionales se asentaron hace relativamente poco tiempo en Europa continental, y

que llegaron en dos oleadas diferentes (Recuero *et al.*, 2007). La primera se asentó en el sur y suroeste de la Península Ibérica con ejemplares del sur de Marruecos, mientras que la segunda lo haría en Cataluña, la mitad sur de Francia y el noroeste de Italia con fundadores procedentes del norte de Marruecos. La población de San Sebastián / Donostia se considera una prolongación de las que se encuentran en la región francesa sur-atlántica (Recuero *et al.*, 2007). Ambas colonizaciones son tan recientes que podrían haber sido generadas por el hombre (Recuero *et al.*, 2007). En ese caso, *H. meridionalis* sería una especie alóctona en la Península Ibérica que muy posiblemente habría desplazado a *Hyla arborea* de buena parte de su área de distribución.

En Menorca es también introducida y bastante común, cuya distribución se extiende por toda la isla, utilizando cualquier punto de agua dulce disponible para reproducirse (Esteban *et al.*, 1994; Carrera & Pons, 2010b). Carrera & Pons (2010b) la encontraron en 161 cuadrículas diferentes de 1x1 km en Menorca. Rivera & Arribas (1993) citan la presencia de restos de *H. meridionalis* en yacimientos arqueozoológicos de los siglos III y II a.d.C. Se trataría, por eso, de una introducción temprana de la que, hasta ahora, se desconoce el origen de sus fundadores. Barceló (1876) y Boscá (1881) citan también esta especie en Mallorca, aunque en la actualidad sólo sobrevive en esa isla en los jardines de Alfabia (T.M. de Bunyola; Carrera & Pons, 2010b).

En Canarias también es una especie introducida, muy ligada a las zonas de cultivos de regadío de medianías y zonas bajas de todas las islas mayores, con la salvedad de El Hierro, donde es rara y localizada (Pleguezuelos *et al.*, 2002). Un inventario conservado en los archivos de la Casa de Medina Sidonia (Sanlúcar de Barrameda), documenta lo que probablemente fue la introducción de esta especie en el Archipiélago

Canario. Según ese documento, en 1480 Diego de Herrera, señor de cuatro de las islas, haría traer desde la costa de Berbería varias especies continentales, entre las que se encontraban perdicines morunas, codornices, ciervos y “ranillas”. Los animales serían finalmente transportados desde la ciudad de Ceuta - entonces bajo bandera portuguesa - en barcos capitaneados por Gonzalo de la Torre, un navegante cántabro que justificaba la importación indicando que tenían por objeto “ahujentar moscas e limacos que las huertas arruinan” [sic]. Poco después Diego de Herrera las mandaría liberar en charcas y depósitos del norte de La Gomera y, desde allí, a las demás islas del señorío (Lanzarote, Fuerteventura y El Hierro). Estaríamos, por lo tanto, ante una introducción voluntaria dirigida al control biológico de plagas. Los fundadores de las poblaciones canarias presentan el patrón genético característico de las poblaciones de la Yebala (norte de Marruecos; Recuero *et al.*, 2007).

El programa de recuperación de *H. meridionalis* en los alrededores de Donostia, iniciado en 2006, recoge la reintroducción de esta especie en las charcas de Munotxabal, Arpita, Etxebeste, Urteta, Egiolleta, entre otras (BOG, 2006).

Pelophylax perezi (Familia Ranidae; Figura 2). Su área de distribución natural se extiende por toda la Península Ibérica y el sur de Francia (Gasc *et al.*, 1997). Ha sido introducido en Baleares, Canarias, Azores y Madeira (Pleguezuelos *et al.*, 2002).

En Baleares es una especie relativamente común en arroyos y depósitos de agua de Mallorca e Ibiza, y se encuentra muy localizada en Formentera (Alcover & Mayol, 1981). Esteban *et al.* (1994) la consideran extinguida en Menorca.

En Canarias ha sido señalada en las islas de La Palma, Tenerife, Gran Canaria, Fuerteventura, Lanzarote y La Gomera, aunque en la última se considera muy rara o incluso

extinguida (Pleguezuelos, 2002; datos propios inéditos). El origen ibérico de la mayor parte de las ranas verdes canarias sugiere que su introducción debió ocurrir después del siglo XV. A finales del siglo XVIII ya eran comunes, al menos en Gran Canaria y Tenerife (Viera y Clavijo, 1799).

Pelophylax saharicus (Familia Ranidae; Figura 2). Rana común en Marruecos, Argelia y Túnez, y puntual en el Sahara Occidental y Libia (Schleich *et al.*, 1996). Alrededor de 1993 se detec-



Fotos Jim Pether



Figura 2. Arriba, ejemplar de *P. perezi* procedente de San Nicolás de Tolentino (Gran Canaria). Abajo, ejemplar de *P. saharicus* procedente de Gáldar (Gran Canaria).

taron dos poblaciones reproductoras en depósitos de agua de los alrededores de Gáldar y Juan Grande (Gran Canaria; Mateo, 1997; Pleguezuelos, 2002). En la actualidad la población de Juan Grande se considera definitivamente extinguida, aunque es muy probable que en esa zona queden ejemplares híbridos de *P. saharicus* y *P. perezii*. Los fundadores de la población de la Montaña de Amagro y alrededores (T.M. de Gáldar) procedían de la Seguiat el Hamra (Sáhara Occidental).

***Pelophylax* spp.** (Familia Ranidae). La capacidad que tienen las especies del género *Pelophylax* de hibridar entre ellas ha sido descrita como una seria amenaza que podría conducir al desplazamiento y desaparición de la especie parental autóctona (Crochet *et al.*, 1995). Hasta la fecha, se han descrito casos de contaminación genética atribuibles a procesos más o menos complejos de hibridogénesis entre la rana verde autóctona *P. perezii*, y las importadas *Pelophylax ridibundus*, *Pelophylax lessonae*, y *Pelophylax kl. esculentus* en Cataluña y Extremadura (Arano & Llorente, 1995; Pleguezuelos, 2002). En Villasbuenas de Gata (Cáceres), los parentales alóctonos habían sido importados para su cría en una granja que más tarde sería abandonada. Algunos ejemplares lograron escapar, y pudieron reproducirse con ranas verdes autóctonas (Pleguezuelos, 2002). Se trata de una contaminación genética difícil de detectar fenotípicamente.

Reptiles

Emys orbicularis (Familia Emydidae). El galápagos europeo es una especie de distribución amplia y fragmentada (Schleich *et al.*, 1996; Gasc *et al.*, 1997). Como otros quelonios, ha sido protagonista a lo largo de la historia de numerosas introducciones, muchas de ellas exitosas (Keller & Andreu, 2002). El trasiego de ejemplares dirigidos al consumo humano, la farmacopea, el aprovechamiento de su grasa con fines indus-

triales o, más recientemente, su utilización como animal decorativo en depósitos artificiales parecen haber sido las causas principales de esas introducciones hasta finales del siglo XX. Keller & Andreu (2002) citan casos confirmados o sospechosos de poblaciones introducidas en Cataluña, Navarra, Castilla la Mancha, Castilla León, Andalucía y Galicia.

En las dos últimas décadas los programas de conservación se han unido a esta lista de causas para la introducción de esta especie, y se han restablecido poblaciones con más o menos éxito en el delta del río Ebro, los Aiguamolls del Ter, la Albera, el lago de Banyoles, las lagunas litorales de la Comunidad Valenciana o Corrubedo - A Coruña - (Bertolero, 2000; Keller & Andreu, 2002; datos propios inéditos). Tampoco debemos olvidar los ejemplares que, después de haber pasado una parte de su vida como animal de compañía, han sido liberados dentro y fuera de su área de distribución natural (Keller & Andreu, 2002).

El carácter alóctono de esta especie en Menorca y Mallorca parece fuera de toda duda (Vigne & Alcover, 1985; Braitmayer, 1998). En Menorca es relativamente común en cualquier zona húmeda, incluyendo la Albufera des Grau, las desembocaduras de torrentes o los depósitos artificiales de agua, y ha sido registrada en 56 cuadrículas UTM de 1x1 km (Esteban *et al.*, 1994; Bertolero *et al.*, 2007; Pinya, 2007; Pinya & Carretero, 2011). En Mallorca, por el contrario, parece restringida en la actualidad a los canales más profundos del Parque Natural de S'Albufera (11 cuadrículas UTM 1x1 km de los términos municipales de Muro y Sa Pobla), donde sus poblaciones parecen estar amenazadas por la presencia de otros quelonios dulceacuícolas.

Los galápagos europeos de Baleares tienen un origen variado, habiéndose detectado ejemplares con las características genéticas propias de las poblaciones de Córcega, Cerdeña o del centro y

sureste de Europa (Braitmayer, 1998; Fritz *et al.*, 1998; Pinya, 2007; Velo-Antón *et al.*, 2008). Aunque algunos autores sugieren que llegaron a Menorca durante el dominio romano (véase por ejemplo, Braitmayer *et al.*, 1998), no existe constancia escrita de su presencia hasta el siglo IX (Düringen, 1897; Keller & Andreu, 2002). No se ha aclarado la finalidad de estas introducciones, aunque se ha especulado con la posibilidad de que constituyeran una fuente suplementaria de proteínas (Pinya, 2007).

En Mallorca la introducción de esta especie parece haber tenido lugar a finales del siglo XVIII (Keller & Andreu, 2002), coincidiendo con la enorme proliferación de farmacias conventuales durante la primera mitad de ese siglo en la isla (Alemany, 1974), y que llevó a algunos monasterios mallorquines a disponer de galapagares específicamente destinados a tal fin (Alemany, 1974; Mercant, 2008, 2009). De acuerdo con Pinya *et al.* (2007), el galápagos europeo colonizó todas las zonas húmedas de la isla, incluidas S'Albufera, sa Porrassa de Magalluf, sa Carrotja de Manacor, el Prat de Sant Jordi y el torrente de Canyamel. Pero a lo largo de la primera mitad del siglo XX muchos de estos humedales fueron desecados, y el galápagos europeo ha quedado finalmente confinado al Parque Natural de S'Albufera (Pinya *et al.*, 2007). La genética de los galápagos europeos de Mallorca es similar a la de los ejemplares menorquines (Fritz *et al.*, 1998), lo que sugiere que los fundadores de la población mallorquina proceden de esa isla.

Trachemys scripta (Familia Emydidae; Figura 3). Especie norteamericana que ha expandido significativamente su distribución como consecuencia de las liberaciones de ejemplares procedentes del mercado de animales de compañía. Actualmente puede encontrarse en los cinco continentes, y ha sido incluida en la lista de las especies invasoras más problemáticas (Lowe *et al.*, 2000).

En la Península Ibérica se conocen ejemplares liberados desde la década de 1980, siendo detectados por primera vez en el Parque del Retiro de Madrid (García-París & Martín, 1987). Durante la segunda mitad de la década de 1990 la venta de esta especie se hizo masiva (Martínez-Silvestre *et al.*, 2011), y la presencia de ejemplares en el medio natural se disparó (Díaz-Paniagua *et al.*, 2005). Actualmente está presente en toda la Península Ibérica, y es especialmente común en Andalucía, Comunidad Valenciana, Cataluña, y Madrid, donde se mantienen poblaciones reproductoras viables (Martínez-Silvestre *et al.*, 2011). También se han descrito poblaciones en Baleares, Canarias y Ceuta (Rodríguez-Luengo, 2001; Mateo *et al.*, 2004; Oliver & Álvarez, 2010). Es muy común en áreas periurbanas, pero ha sido también detectado en áreas rurales y en numerosos espacios naturales protegidos.

La evolución del número de citas, ejemplares y de lugares con reproducción confirmada ha ido incrementándose de modo exponencial a lo largo de los últimos años. En ese sentido, Mateo (1997) citaba la presencia de galápagos alóctonos en 45 cuadrículas UTM de 10x10 km; una distribución que se amplió en pocos años a más de 100 cuadrículas (Pleguezuelos, 2002). La información más reciente eleva a 196 el número de cuadrículas ocupadas por la especie en España (Martínez-Silvestre *et al.*, 2011).



Figura 3. Hembra de *T. scripta* (izquierda) y macho de *M. leprosa* (derecha) compartiendo charca en Sierra Morena (Córdoba).

Pese a que en un principio se argumentó que *T. scripta* no tendría impacto sobre las poblaciones de *E. orbicularis* (Luiselli *et al.*, 1997), se ha podido comprobar que la presencia de ejemplares de esa especie se traduce en problemas para las especies autóctonas. Cadi & Joly (2003 y 2004) señalan pérdidas generalizadas de peso y una mayor tasa de mortalidad entre los ejemplares de *E. orbicularis* que comparten hábitat con el galápagalo autóctono. En Doñana se ha comprobado que existe un riesgo zoonosario de transmisión de patógenos y parásitos entre las diferentes especies de galápagos (Hidalgo-Vila, 2006). Recientemente se han estudiado los efectos de la competencia entre *T. scripta* y *Mauremys leprosa*, con resultados que también evidencian efectos negativos sobre las poblaciones del galápagalo autóctono (Polo-Cavia *et al.*, 2008, 2009, 2010).

La presencia de *T. scripta* también afecta a los anfibios y a las aves acuáticas. Las larvas de varios anuros ibéricos no son capaces de detectar las señales químicas de los galápagos introducidos, con la consiguiente reducción de su capacidad de huida (Polo-Cavia *et al.*, 2010), mientras que los nidos flotantes de varias aves acuáticas son habitualmente utilizados por los galápagos introducidos como plataformas de asoleamiento, lo que supone una grave perturbación de la incubación de sus huevos (Martínez-Silvestre *et al.*, 2011).

Aunque se han llegado a detectar diferencias significativas entre áreas diferentes en el éxito de colonización (Ficetola *et al.*, 2009), las predicciones que suponían que esta especie no sería capaz de colonizar con éxito los ecosistemas mediterráneos debido al fuerte estrés hídrico estival que sufren esas regiones (De Roa & Roig, 1998) no se han llegado a confirmar, y en algunas zonas de la franja mediterránea las concentraciones de *T. scripta* han llegado a ser alarmantes. Ese sería el caso de la Comunidad Valenciana, donde en algunos

humedales se han llegado a retirar casi 1000 nidos, con más de 8800 huevos (Jardón, 2010).

El manejo en las granjas de origen, donde la incubación va principalmente dirigida a la producción de hembras, provoca un claro sesgo en el sexo de los animales liberados. Este hecho agrava aún más si cabe la situación y asegura un elevadísimo éxito reproductor del galápagalo exótico, que puede llegar a hacer hasta cuatro puestas anuales (Pérez-Santigosa *et al.*, 2006).

Pseudemys concinna (Familia Emydidae). La prohibición de venta de *T. scripta elegans* en la Unión Europea en 1997 (Reglamento CE 338 / 1997) determinó la llegada de otras especies de galápagos a España. Estas especies han sido igualmente liberadas en diferentes masas de agua a lo largo y ancho del país, donde ya interfieren con las especies autóctonas (Pinya *et al.*, 2007). Faltaba por confirmar, sin embargo, que pudieran reproducirse de forma espontánea en libertad. Finalmente, en junio de 2011 se capturaron varios ejemplares neonatos de la especie *P. concinna* en una acequia del Marjal de Peñíscola (Castellón; N. Lacomba & V. Sancho, comunicación personal; Figura 4). El pequeño tamaño de los individuos y la sutura abdominal, todavía inmadura, sugerían que acababan de nacer. Es muy probable que en los años venideros este tipo de observaciones se hagan más y más comunes, para ésta y otras especies de quelonios dulceacuícolas.



Figura 4. Ejemplar recién nacido de *P. concinna* capturado en el Marjal de Peñíscola (Castellón). [información facilitada por los responsables del proyecto LIFE NAT/ES/000529 TRACHEMYS].

Mauremys leprosa (Familia Bataguridae). La distribución natural del galápago leproso se extiende por las áreas mediterráneas del Magreb y por gran parte de la Península Ibérica (Schleich *et al.*, 1996; Silva, 2002). Al igual que *E. orbicularis*, ha sido capturado con fines variados, transportado y liberado lejos de su lugar de origen (Gómez de Berrazueta *et al.*, 2009). Esta particularidad hace que determinadas poblaciones del norte de la Península Ibérica sean sospechosas de haber sido introducidas.

En Galicia existen abundantes citas de la especie, en las cercanías de grandes ciudades, pero también en lugares alejados de núcleos habitados (Ayres, 2001). Se desconoce el origen exacto de muchos de estos ejemplares, pero se sabe que algunos galápagos recogidos en los centros de recuperación de fauna provenían de Extremadura y Castilla-León. Parte de los ejemplares que aparecen en el sur de Galicia provienen probablemente de los mercadillos fronterizos de Portugal.

También se han capturado galápagos leprosos en Baleares y Canarias, dos archipiélagos en los que la especie no es autóctona (Oliver & Álvarez, 2010; datos propios inéditos). En Baleares, han sido detectados en la charca artificial de Sa Mina (UTM 31S 503 / 4389, T.M. Sineu, Mallorca central; Pinya *et al.*, 2008a) y en la del Parque Natural de S'Albufera (Pinya *et al.*, 2008a; Oliver & Álvarez, 2010). La primera mantiene un número relativamente elevado de ejemplares y se ha podido constatar reproducción (Pinya *et al.*, 2007); es una introducción voluntaria ocurrida alrededor de 1985 (L. Parpal, comunicación personal). La segunda está compuesta por pocos ejemplares, entre los que no se ha podido comprobar actividad reproductora (C. Herrero & S. Pinya, comunicación personal). En ninguno de los dos casos se conoce el origen geográfico de las introducciones. En Canarias se conocen varias masas de agua en las que la especie está o ha estado presente (Pleguezuelos, 2002), aunque sólo se ha podido

comprobar reproducción espontánea en charcas dentro de los recintos cerrados de parques temáticos del sur de Gran Canaria y Tenerife (J. Urioste, comunicación personal).

Testudo graeca (Familia Testudinidae). Especie de distribución magrebí (Marruecos, norte de Argelia y Túnez, y Cirenaica; Schleich *et al.*, 1996), introducida en varias islas del Mediterráneo y en el sur de la Península Ibérica (Gasc *et al.*, 1997). En España hay poblaciones autóctonas en Ceuta y Melilla, y otras introducidas en el Parque Nacional de Doñana, en el sureste ibérico, y en Mallorca (López-Jurado *et al.*, 1979; Martínez-Rica, 1989; Andreu, 2002). Además, se han descrito poblaciones actualmente extinguidas en Ibiza, Formentera, y en el norte de Tenerife (Boscá, 1883; Maluquer, 1918; datos propios inéditos). En España ha sido catalogada como "Vulnerable" (Decreto 139-2011).

Aunque ya se sospechaba su carácter introducido (López Jurado *et al.*, 1979), Álvarez *et al.* (2000) pudieron comprobar que las tortugas de Doñana y las del sureste eran genéticamente indistinguibles de las magrebíes al este del río Muluya (véase también Gracià *et al.*, 2011).

En el Parque Nacional de Doñana se encuentran concentradas en la Vera, una franja de alta productividad, situada a caballo entre la marisma y el matorral y bosque mediterráneo. También están alrededor de las lagunas peridunares, ocasionalmente en las dunas y en los valles interdunares o corrales, hasta las Marismillas (Andreu *et al.*, 2000). La densidad de tortugas en Doñana se sitúa alrededor de 200 ind / km² (Andreu, 2011). Actualmente la población parece mantenerse estable, tanto en el área que ocupa como en densidad (Andreu, 2011). Es posible que fuera introducida en Doñana entre los siglos XVI y XVII por la Casa de Medina Sidonia, entonces propietaria del Coto, junto a especies de interés cinegético. Las primeras citas precisas que se conocen

corresponden a una relación de especies cazables elaborada en 1765 por E. Flórez, guarda mayor del Coto, y a un censo anónimo de 1774 (fuentes citadas por Granados-Corona, 1987). A mediados del siglo XIX Machado (1859) señalaba que las tortugas se extendían hasta la Aldea del Rocío, y que era conocida en Almonte y otros pueblos cercanos. De ser cierta esta afirmación, la población de Doñana habría sufrido una regresión importante desde entonces. Entre 1949 y 1951 también se efectuaron dos sueltas de ejemplares procedentes de Tetuán en los alrededores del Palacio de Doñana (Andreu & López-Jurado, 1997; Figura 5). Sin embargo, 50 años más tarde no se encontraron trazas genéticas de estas sueltas en la población del Parque Nacional (Álvarez *et al.*, 2000).



Foto Banco de Imágenes de Doñana, EBD-CSIC

Figura 5. Marcaje de individuos de *T. graeca* previo a su liberación en los alrededores del Palacio de Doñana (alrededor de 1950).

En el sureste ibérico la tortuga mora ha llegado a colonizar un área de más de 2700 km² a caballo entre las provincias de Almería y Murcia (Andreu, 2002; Anadón *et al.*, 2006). No hay dudas del origen foráneo de las tortugas moras del sureste ibérico, ya que los únicos testudínidos representados en el registro plio - pleistocénico de la Península Ibérica - incluido el sureste - corresponden a *Testudo hermanni* (Morales-Pérez & Sanchís,

2009). Las características genéticas de estas poblaciones también apuntan hacia una introducción de la especie en Almería y Murcia (Álvarez *et al.*, 2000; Fritz *et al.*, 2009; Gracià *et al.*, 2011). El hecho de que las tortugas mediterráneas se extinguieran en la zona durante el Paleolítico (García-Porta, 2001; Morales-Pérez & Sanchís, 2009), y que se haya descrito un medallón fabricado con hueso de tortuga terrestre entre las piezas catalogadas en el yacimiento púnico de Baria (T.M. Cuevas de Almanzora; Siret, 1930; Astruc, 1962), sugieren que la llegada de *T. graeca* al levante almeriense ocurrió entre los siglos VII y IV a.d.C.

En Mallorca *T. graeca* se encuentra relegada al extremo occidental de la isla (términos municipales de Calvià, Andratx, Palma y Puigpugnant; López Jurado *et al.*, 1979; Pinya, 2011). La fuerte presión urbanística que sufre esta zona ha determinado que esta población se encuentre en regresión y muy fragmentada por la presencia de una autopista, varias carreteras y varios núcleos urbanos (Pinya, 2011). El área ocupada por la especie abarca 40 cuadrículas de 1x1 km, repartidas en al menos nueve subpoblaciones, que presentan densidades de 10 a 270 ind / km² (Pinya, 2011). Es considerada una especie amenazada en Baleares (Viada, 2006), y en la actualidad posee un plan de recuperación aprobado (BOIB, Resolución de 14 de Julio de 2009). El plan incluye la cría en cautividad y el refuerzo de las poblaciones existentes. En las últimas décadas se han liberado algo más de 500 ejemplares de *T. graeca* en los alrededores de Calvià (Mateo *et al.*, 2011).

La llegada de la tortuga mora a Mallorca parece ser muy posterior a la de *T. hermanni*, otro testudínido introducido en la isla, y con el que geográficamente no llega a coincidir (Aguilar, 1990). Barceló (1876) indica que los fundadores de la población mallorquina procedían de Argelia (Mayol, 2003), un origen que ha sido recientemente confirmado mediante secuenciación de ADN

(E. Gracià, comunicación personal). Es probable que esa introducción coincidiera con la enorme proliferación de farmacias conventuales en Mallorca durante los últimos años del siglo XVIII, y que acabó en 1835 con la Desamortización de Mendizábal (Alemany, 1974; Mercant, 2009). Con el abandono de los conventos y el cierre de sus farmacias, las tortugas confinadas hasta entonces en los denominados patios sombríos de Dominicos y Mínimos en Palma, de Trapenses en Andratx o de Cartujos en Valldemossa (Mercant, 2008, 2009; datos propios inéditos) serían liberadas y acabarían dando origen a poblaciones estables en aquellas zonas de la isla que presentaban condiciones bioclimáticas apropiadas.

Se sabe de la existencia de otras poblaciones de *T. graeca*, ahora extinguidas, en Baleares. Se trata de la que Boscá (1883) señala en los alrededores de Santa Eulària des Riu (Ibiza), y de la que Maluquer (1918) describe para la isla de Formentera. Esta podría haber decaído a lo largo del siglo XX (López Jurado *et al.*, 1979), hasta considerarse extinguida en los últimos años de ese siglo (Aguilar, 1990).

Entre 1983 y 1999 también se han realizado varias sueltas en diferentes zonas de la provincia de Murcia (Pérez-Ibarra, 2007). Merece destacar la de 300 ejemplares en la finca Malcamino (T.M. Mazarrón; Sánchez-Balibrea *et al.*, 2011). Andreu & López-Jurado (1997) y Puche *et al.* (1998) también hacen referencia a una introducción en el Parque Natural de los Alcornocales de dos centenares de ejemplares marroquíes requisados en aduanas durante la década de 1980. No disponemos de información reciente sobre esa introducción, aunque es posible que no tuviera éxito. Mateo *et al.* (2004) citan también la suelta incontrolada de tortugas procedentes de Marruecos en los montes que rodean la ciudad de Ceuta. Además de todas las introducciones descritas, se citan ejemplares

aislados escapados o voluntariamente liberados en diversos puntos de la Península y ambos Archipiélagos (Pleguezuelos, 2002).

Testudo hermanni (Familia Testudinidae). La tortuga mediterránea se extiende al norte del Mediterráneo, entre las penínsulas Balcánica e Ibérica, con poblaciones en varias islas mediterráneas, incluidas las de Mallorca y Menorca (Gasc *et al.*, 1997). En la actualidad su distribución está fuertemente fragmentada, especialmente en su mitad occidental. En la Península Ibérica, donde mantenía una amplia distribución hasta el Paleolítico (Morales-Pérez & Sanchís, 2009), casi ha desaparecido, considerándose autóctona únicamente la población de la sierra de la Albera (Alt Empordà). También se han restablecido poblaciones con más o menos éxito en varios puntos de Cataluña y el norte de la Comunidad Valenciana (Soler & Martínez-Silvestre, 2011), entre las que merece destacar las del Garraf (Barcelona), la sierra de Montsant (Tarragona), el delta del río Ebro (Tarragona), Marçal (Tarragona), y la sierra de Irta (Castellón de la Plana; Aguilar, 1990; Soler *et al.*, 2010; Soler & Martínez-Silvestre, 2011; Villalta & Monsalve, 2011). Otros proyectos similares iniciados en los alrededores del cabo de Creus (Girona) y el Desierto de las Palmas (Castellón de la Plana) han sido finalmente abandonados (Llorente *et al.*, 2002a; Vilalta & Monsalve, 2011). En numerosos puntos de Cataluña se encuentran ocasionalmente ejemplares aislados (Soler & Martínez-Silvestre, 2011).

En Menorca es una especie introducida que ocupa la mayor parte de la isla (375 cuadrículas de 1x1 km; Aguilar, 1990), con densidades que pueden superar los 5000 ind / km² (Bertolero *et al.*, 2011). Sin embargo, su distribución no es homogénea, siendo más rara en el centro de la isla. Estas poblaciones son, junto a las de Córcega, las mejor conservadas de la especie (Bertolero *et al.*, 2011).

Sin llegar a los valores de densidad máxima alcanzados en Menorca, las poblaciones mallorquinas presentan, por lo general, un buen estado de conservación (Aguilar, 1990; Mateo *et al.*, 2011). En Mallorca también es una especie introducida que no presenta una distribución homogénea, faltando en la sierra de Tramuntana, y siendo muy rara en el centro de la isla (Aguilar, 1990). Existen dos núcleos poblacionales principales que coinciden a grandes rasgos con la Marina de Lluchmayor (Sur), y la cuenca hidrográfica del Torrent de na Borges y alrededores (Este). Aguilar (1990) la señala en 523 cuadrículas de 1x1 km. Su llegada se considera muy temprana, pues se han encontrado restos atribuidos a esta especie con más de 3000 años de antigüedad en el noreste de Mallorca (Uerpmann, 1971; Alcover & Mayol, 1981). Los análisis genéticos han permitido saber que los fundadores de las poblaciones mallorquinas procedían de la Península Ibérica (Fritz *et al.*, 2006). En Menorca las tortugas presentan dos orígenes diferenciados: mientras que las del norte son predominantemente descendientes de tortugas ibéricas, las del sur presentan características genéticas propias de las poblaciones de Córcega, Cerdeña y Sicilia (Fritz *et al.*, 2006).

Los programas de cría en cautividad y liberación controlada desarrollados por el Govern de les Illes Balears han permitido la recuperación de las poblaciones de los Parques Naturales de Mondragó y Llevant (Mateo *et al.*, 2011).

Hemidactylus mabouia (Familia Gekkonidae; Figura 6). Geco tropical, antropófilo y colonizador presente en África subsahariana y América central y meridional (Bugoni & Wellf-Neto, 2008). En España mantiene una población reproductora en la dársena Pesquera y los muelles de Wilson del Puerto de la Luz (Gran Canaria). Fue detectado por primera vez en 1999, aunque se dio por extinguido (Pether *et al.*, 2009). Recientemente - julio de 2011 - se han vuelto a capturar ejemplares (A. Santana, comunicación personal).

Hemidactylus turcicus (Familia Gekkonidae). De acuerdo con los resultados de Carranza & Arnold (2006; matizados por Rato *et al.*, 2010a), la salamancha rosada es originaria de las regiones litorales del Mediterráneo oriental y ha sido introducida desde antiguo por el hombre en buena parte del litoral del Mediterráneo central y occidental. También se conocen poblaciones introducidas en Norteamérica, Sudamérica y sur de África (Geniez, 2002). La llegada de esta especie a Baleares y a la Península Ibérica parece estar asociada al comercio marítimo desarrollado desde el tercer milenio antes de Cristo. Su llegada al Archipiélago Canario ha sido, sin embargo, posterior a la Conquista (entre los siglos XV y XVIII).

A pesar de su origen foráneo, se asume que esta especie forma parte de la comunidad de reptiles ibéricos. En la Península y Baleares no sólo ha colonizado los pueblos y ciudades, sino que ha terminado por ser común en las áreas rurales de la franja litoral mediterránea y sur - atlántica, donde sigue colonizando nuevos territorios. Los avances más significativos señalados en las últimas décadas parecen haber ocurrido en los valles de los ríos Ebro, Guadiana y Guadalquivir, en otras áreas de Andalucía, Extremadura y Castilla la Mancha. Un ejemplo del avance reciente de esta especie se encuentra en la provincia de Cádiz, en la que la especie estaba restringida a la franja costera de la provincia a finales de la década

Foto Yoan Braud



Figura 6. *H. mabouia*, una especie detectada en el Puerto de la Luz (Gran Canaria). Ejemplar procedente de Abidjan (Costa de Marfil).

da de 1970 (Busack, 1977). Veinte años más tarde ya podía encontrarse por encima de los 800 msnm de forma puntual y asociada a construcciones e infraestructuras humanas (Blázquez *et al.*, 1998; Puche *et al.*, 1998).

En Baleares se encuentra también preferentemente en áreas litorales (Esteban *et al.*, 1994; Palerm, 1997), incluidos algunos islotes, aunque Martínez-Rica (1965) afirma que es rara en Ibiza y Formentera. Mayol (1979) la cita de los islotes de Addaia Gran (Menorca), de s'Illeta de Sòller (Mallorca), de Cabrera, de Bleda Plana (Ibiza), Conillera (Ibiza) y Llargá (Ibiza), y faltaría por completo en, al menos, otros 79 islotes. En ocasiones se llegan a encontrar ejemplares por encima de los 150 msnm en Mallorca, aunque por lo general no suelen sobrepasar los 50 msnm.

En Canarias, parece haber sido introducida de forma involuntaria a través de los principales puertos del Archipiélago, y su presencia ha sido señalada en Gran Canaria y Tenerife (Geniez, 2002). También fue observada en 1984 en Puerto del Rosario (Fuerteventura), donde no ha vuelto a ser vista desde entonces (Pether *et al.*, 2009). La colonización ha sido especialmente exitosa en Gran Canaria, probablemente favorecida por el carácter poco antropófilo del Perenquén de Boettger (*Tarentola boettgeri*). Por lo general, se encuentra acantonada en núcleos urbanos litorales, como los de Las Palmas, Telde, Arinaga, Maspalomas o Santa Cruz de Tenerife, aunque se conocen algunas citas de medianías, como la de Santa Brígida. La cita más antigua de esta especie en Canarias es la que da Viera y Clavijo en su Diccionario de Historia Natural de Canarias (Viera y Clavijo, 1799).

Tarentola mauritanica (Familia Gekkonidae). Geco de distribución perimediterránea que ha sufrido numerosas migraciones y colonizaciones entre el norte de África y Europa (Harris *et al.*, 2004; Rato *et al.*, 2010b). La salamanquesa común

ha sido señalada como introducida en Baleares durante el primer milenio antes de Cristo; a diferencia de *H. turcicus*, ha llegado a colonizar también numerosos islotes (Viada, 2006). A principios de la década de 1960 estaba ausente de Formentera y no era común en Ibiza (Martínez-Rica, 1965). Diez años más tarde se detectaron algunos ejemplares en el Puerto de la Sabina (Martínez-Rica, 1974), y a principios del nuevo milenio la especie ya había penetrado en el interior de la isla y se la consideraba abundante (Mayol, 2003). Más al Sur, fue detectada en la isla de Alborán (T.M. Almería) en noviembre de 2003; los ejemplares fundadores habrían llegado poco antes, probablemente desde la Península Ibérica (Paracuellos *et al.*, 2005).

Chamaeleo chamaeleon (Familia Chamaeleontidae). No parece que en la actualidad existan dudas acerca del origen foráneo del camaleón en la Península Ibérica (Paulo *et al.*, 2002). Su llegada fue muy temprana ya que se han identificado restos de esta especie en un yacimiento arqueológico de la edad del Bronce en la comarca de la Axarquía (provincia de Málaga; Talavera & Sanchiz, 1983). Las características genéticas de las poblaciones ibéricas sugieren además la existencia de repetidas introducciones desde puntos alejados del norte de África (Paulo *et al.*, 2002), confirmando el carácter benéfico o incluso mágico que se le ha supuesto a esta especie (Pleguezuelos, 2002).

De acuerdo con Blasco (1997), los camaleones habrían sido introducidos en el sur de Portugal entre 1920 y 1931, en el sur de la provincia de Huelva entre 1940 y 1950, y después de 1960 en varias localidades de la provincia de Almería, Granada, Badajoz, y en el interior de la provincia de Cádiz y Huelva. La introducción de esta especie en las provincias de Granada (La Herradura y Almuñécar), Murcia (San Pedro del Pinatar, Parque regional de El Valle y Carrascoy, base naval

de Cartagena), y alrededores de la ciudad de Alicante sería posterior a esa fecha (ANSE, 2010; J.M. Pleguezuelos & M. Ferrández, comunicación personal).

Una demografía explosiva, con vidas cortas y grandes tamaños de puesta, ha permitido colonizaciones rápidas en áreas de Málaga, Cádiz, Huelva, el Algarve o, más recientemente, de Granada, Almería, Murcia, Badajoz o Alicante, acompañadas en ocasiones de extinciones igualmente fulminantes (Díaz-Paniagua *et al.*, 1999).

Existen noticias de la presencia, durante el siglo XIX, de una o varias poblaciones de esta especie en el norte de Tenerife (Boulenger, 1887), aunque en la actualidad se considera extinguida en Canarias. Mateo *et al.* (2004) citan la existencia de sueltas incontroladas en los montes cercanos a Ceuta. Son numerosas las citas de ejemplares aislados que aparecen en toda la Península Ibérica y los dos archipiélagos (Pleguezuelos, 2002).

Iguana iguana (Familia Iguanidae). Cada año se liberan en España centenares de iguanas comunes, aunque las características bioclimáticas que imperan en la Península Ibérica y en Baleares determinan que sólo se mantenga como una especie aclimatada (Oliver & Álvarez, 2010). Sin embargo, en el Archipiélago Canario puede reproducirse en libertad (Pleguezuelos, 2002). En varias localidades de la isla Tenerife estas poblaciones han podido ser erradicadas, aunque algunas cercanas a Los Cristianos (T.M. de Arona) siguen siendo viables (J. Urioste, comunicación personal).

Gallotia atlantica (Familia Lacertidae; Figura 7). El lagarto atlántico es un endemismo canario propio de Lanzarote, Fuerteventura, Lobos, Graciosa, Montaña Clara, Alegranza y Roque del Este (García-Márquez & Mateo, 2002). Hasta la fecha se han señalado dos poblaciones fuera de la distribución descrita. A finales de siglo XIX Peters & Doria (1882) señalaron una población introducida en Santa Cruz de Tenerife, que volvería a ser descrita por Boulenger (1920). Desde entonces

nadie más ha vuelto a encontrar ejemplares de lagarto atlántico en esa isla, y se da por extinguido. La segunda población introducida es la que señalan Barquín & Martín (1982) en los alrededores de la localidad gran Canaria de Arinaga. A diferencia de la población de Tenerife, ésta sigue siendo viable y ha contado con un seguimiento regular a lo largo de los últimos 30 años (Castroviejo *et al.*, 1985; Mateo & López-Jurado, 1997; García-Márquez & Mateo, 2002; Pether *et al.*, 2009).



Figura 7. Macho de *G. atlantica* procedente de Arinaga (Gran Canaria).

La especie no aparece en el registro fósil o subfósil de la isla, ni se ha encontrado en yacimientos arqueozoológicos (López-Jurado, 1985), y sus características genéticas coinciden con la de los ejemplares de Lanzarote (González *et al.*, 1996). Se trata a todas luces de una introducción fortuita reciente, probablemente de la década de 1970, asociada al trasiego de materiales de construcción de invernaderos o de productos agrícolas.

Desde que fuera descubierta en 1981 su distribución ha conocido cambios significativos, sufriendo fuertes expansiones, regresiones, y fragmentaciones, que se han resumido en la Figura 8. En esas zonas los lagartos atlánticos sólo coinciden en su periferia con ejemplares jóvenes de *Gallotia stehlini*, el lacértido autóctono.

El área ocupada por *G. atlantica* ha sido estimada en 0.825 km², fragmentada en, al menos, siete subpoblaciones localizadas en la base de la

montaña de San Francisco, en la periferia de los invernaderos de Arinaga, en el Llano de Arinaga, en Llanos Prietos, en la base de la Montaña de Arinaga y en algunos solares del núcleo urbano de Arinaga. Se trata siempre de zonas desprovistas de refugios para lagartos de mayor tamaño que *G. atlantica*.

En 2009 faltaba por completo en el polígono industrial de Arinaga y en los alrededores de la localidad de Cruce de Arinaga, dos áreas en las que había sido citada con anterioridad (Castroviejo *et al.*, 1985; García-Márquez & Mateo, 2002; datos propios inéditos). En ambos casos, la extinción de *G. atlantica* ha venido acompañada de cambios estructurales en el hábitat, determinados por la construcción de naves industriales, viviendas o carreteras. Esos cambios se han traducido sistemáticamente en la creación de refugios para lagartos de mediano y gran tamaño, y en la recolonización del área por *G. stehlini*. En el interior de los invernaderos que se mantienen todavía en pie no se encontraron lacértidos. La densidad de *G. atlantica* en los alrededores de Arinaga no es homogénea, con valores estimados mediante

métodos de captura – marcado - recaptura que van desde menos de 10 000 ind / km² en algunas áreas más abiertas y sin abrigo del llano de Arinaga, hasta los 292 700 ind / km² en solares urbanos (Pether *et al.*, 2009).

Gallotia galloti (Familia Lacertidae; Figura 9). Se ha señalado la presencia de lagartos tizones fuera de su distribución natural en Fuerteventura, Gran Canaria, El Hierro y en algunos puntos de la Península Ibérica (Mateo, 1997; Pleguezuelos, 2002). Fuera de España, ha sido citado en Madeira (Mateo, 1997). En la actualidad, la población de Fuerteventura ocupa algo más de 2 km², entre el talud costero y las urbanizaciones de la localidad de Esquinzo (T.M. Pájara; Tersa *et al.*, 2010). La componen tres o cuatro centenares de individuos adultos, cuya densidad parece haberse mantenido estable durante las dos últimas décadas (Tersa *et al.*, 2010). Los fundadores procedían del norte de Tenerife y fueron voluntariamente introducidos por un jardinero y terrariófilo entre 1980 y 1985. La especie se ha mantenido siempre en zonas ajardinadas, sin llegar a colonizar áreas contiguas. Son varias las citas recogidas de *G. galloti* en la isla Gran Canaria, la mayor parte procedentes del Puerto de la Luz o sus alrededores (Parque de Santa Catalina, Castillo de la Luz; T.M. Las Palmas). Sin embargo, ni las encuestas realizadas en 2009 entre vecinos y trabajadores de la zona ni la exploración de la zonas descritas han dado resultados positivos (Pether *et al.*, 2009). Otra introducción tuvo lugar en La Frontera (El Hierro; Rodríguez & Ruiz, 1998). La cita corresponde a la de un ejemplar capturado y dos observados en 1997 en una finca agrícola. Después, nunca se han vuelto a encontrar ejemplares de esta especie en libertad en esa isla y debe considerarse, por eso, extinguida.

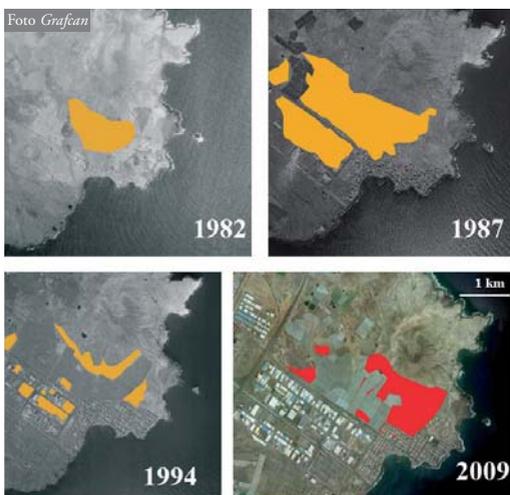


Figura 8. Cambios en la distribución de *G. atlantica* en los alrededores de la localidad de Arinaga (Gran Canaria).

Foto Jim Pether



Figura 9. Ejemplar de *G. galloti eisentrauti* capturado en la localidad de Esquinzo (Fuerteventura).

Gallotia stehlini (Familia Lacertidae; Figura 10). Endémico de Gran Canaria, ha sido señalado en otras islas del Archipiélago Canario (Naranjo *et al.*, 1991; Pleguezuelos, 2002; Tersa *et al.*, 2010). La base de datos del Gobierno de Canarias (<http://www.biodiversidadcanarias.es/atlantis/common/index.jsf>) reúne reseñas de ejemplares en La Palma, Tenerife, La Gomera y Fuerteventura. Sin embargo, sólo en Fuerteventura se han llegado a describir poblaciones viables (Tersa *et al.*, 2010). En esta isla, en la que nunca se han encontrado restos fósiles o subfósiles de lagartos de mediano o gran tamaño (Castillo *et al.*, 2001), la primera referencia que hace mención a grandes lagartos es de Chil y Naranjo (1876). Habría que esperar, sin embargo, más de un siglo para que Naranjo *et al.* (1991) describieran una población introducida de *G. stehlini* en el barranco de la Torre (T.M. de Antigua), e hicieran referencia a otra en los alrededores de Puerto del Rosario. En

2009 la población de Puerto del Rosario se dio por extinguida (Tersa *et al.*, 2010), mientras que la del barranco de la Torre se mantenía en condiciones precarias. No más de 250 lagartos resistían en el sector septentrional del primer meandro previo a la desembocadura del barranco, en no más de 0.38 km² de acantilados bajos y muros de una zona muy árida (Tersa *et al.*, 2010, datos propios inéditos). La situación de la población del barranco de la Torre en 2009 parece similar a la que ya existía en 1990, aunque es posible que a lo largo de estas dos últimas décadas la población haya podido sufrir variaciones (Tersa *et al.*, 2010).

Otra población de lagartos de Gran Canaria asentada en Fuerteventura es la que se encuentra en la Cañada de la Mata (T.M. de Tuineje), donde alrededor de 350 ejemplares adultos ocupan menos de 0.1 km² de terreno árido y degradado (Tersa *et al.*, 2010). La tercera población de *G. stehlini* introducida en Fuerteventura es la que se encuentra en la cañada de Mazacote, muy cerca del caserío de Juan Gópar (T.M. de Tuineje), con 200 - 400 individuos reproductores que ocupan unas 0.25 km² (datos propios inéditos).

Las poblaciones de lagartos de Gran Canaria del barranco de la Torre, de la Cañada de la Mata y del barranco de Mazacote se encuentran asentadas sobre terrenos muy degradados que en su día se dedicaron al cultivo del tomate (Tersa *et al.*, 2010). En los tres casos, la presencia de grandes lagartos no ha pasado inadvertida a los habitantes de la zona; gracias a sus testimonios sabemos que las tres poblaciones se establecieron entre los años 1950 y 1965, y que llegaron entre la madera y las cañas procedentes de Gran Canaria destinadas a las plantaciones (datos propios inéditos).

En La Palma se han detectado hasta tres ejemplares de esta especie entre los años 1997 y 2002 (Medina, 2003). En los tres casos se trataba de ejemplares aislados que fueron capturados y posteriormente enviados a su isla de origen. No

Foto Jim Pether



Figura 10. Ejemplar de *G. stehlini* en el barranco de la Torre (Fuerteventura).

hay constancia de que se hayan reproducido, ni de que formaran parte de una pequeña población (F. M. Medina, comunicación personal).

Las dos citas de *G. stehlini* recogidas hasta ahora en La Gomera datan de 2001 y 2008, y proceden del barranco de la Villa (T.M. San Sebastián). Un barrido de la zona y varias encuestas realizadas entre los vecinos permitieron concluir que los ejemplares no pertenecían a una población asentada, y que habían llegado entre las mercancías almacenadas en polígonos de la zona.

En Tenerife han sido numerosas las observaciones de individuos solitarios de esta especie. Jaime Urioste (comunicación personal) recuerda casos en Bajamar, Punta del Hidalgo, Santa Cruz, La Laguna o Los Cristianos. También se han capturado lagartos de Gran Canaria en la localidad de Tabaiba, Playa de las Américas o los Realejos (datos propios inéditos).

G. stehlini parece ser el reptil canario que coloniza con más éxito otras islas del mismo archipiélago; sin embargo, en ninguna de las islas en la que ha sido encontrado parece estar desplazando a otras especies del género *Gallotia*. Ni siquiera puede afirmarse que la especie haya tenido éxito fuera de Gran Canaria, ya que en el mejor de los casos las poblaciones introducidas sólo han llegado a alcanzar un precario equilibrio demográfico que le ha permitido llegar con dificultad hasta nuestros días.

Podarcis lilfordi (Familia Lacertidae). Esta especie amenazada, actualmente relegada al pequeño archipiélago de Cabrera y a los islotes cercanos a Mallorca y Menorca (Pérez-Mellado, 2009), ha sido introducida en, al menos, dos puntos de Baleares. El primero se encuentra situado en el islote de Sa Porrassa, frente a la localidad mallorquina de Magalluf (T.M. de Calvià), una isla que carecía de lagartijas y que fue repoblada con ejemplares melánicos procedentes de Cabrera (Pérez-Mellado, 2009). En la actualidad la población se mantiene con densidades relativamente elevadas.

La otra población restablecida recientemente se encuentra en el muelle de la Colònia de Sant Jordi y la cantera contigua (T.M. Ses Salines, Mallorca). La zona había sido hasta la década de 1960 un islote separado de Mallorca, poblado por lagartijas baleares (illot de ses Frares), que se extinguieron cuando fue unido a tierra para formar parte del puerto de esa localidad (Pérez-Mellado, 2009). Recientemente parece haber sido repoblada con ejemplares melánicos azulados (Zawadzki, 2010; datos propios inéditos). También se ha barajado la posibilidad de que la población de ses Frares nunca llegara a extinguirse. A pesar de la presencia continuada de gatos en la zona, esta población parece estable y en la actualidad es el único punto de Mallorca en el que *P. lilfordi* está presente. Hasta 2010 compartía territorio con una peque-

ña población de *Podarcis sicula*, actualmente extinguida (Zawadzki, 2010; datos propios inéditos).

Podarcis pityusensis (Familia Lacertidae). Especie propia de Ibiza, Formentera y los islotes que rodean ambas islas (Pérez-Mellado, 2009). Ha sido introducida en Mallorca, en la ciudad de Barcelona, en San Juan de Gaztelugatxe (Vizcaya), y en el monte Urgull (Guipúzcoa), y restablecida en Dau Gros, un islote próximo a Ibiza (Salvador, 1986; García-Porta *et al.*, 2001; Riera, 2006).

En Mallorca existen varias poblaciones bien establecidas, localizadas en la ciudad de Palma, en Formentor (T.M. Pollença), en Cala Rajada (T.M. Capdepera), en la localidad de Illetes y en al menos uno de los islotes cercanos (T.M. Calvià). En Palma se conocen tres poblaciones de esta especie. La más conocida se extiende por los alrededores de la catedral y los restos de la antigua muralla de la ciudad, llegando a internarse en las primeras casas del barrio de la Calatrava (Pérez-Mellado, 2009; datos propios inéditos). Presentan densidades relativamente elevadas y su presencia en la misma zona ha sido señalada en algunos escritos del siglo XIX. Los fundadores de esta población procedían de Ibiza (Sanz-Azkue *et al.*, 2005). Las otras dos poblaciones palmesanas se encuentran en solares de la calle Archiduque Luís Salvador y cerca de la plaza de España (J. Oliver, comunicación personal). En la localidad de Illetes y en el vecino islote de sa Torre se encuentran dos poblaciones de lagartijas de las Pitiusas, con densidades relativamente elevadas. Este islote y las áreas costeras cercanas fueron hasta hace pocos años propiedad militar y se sospecha que los fundadores, procedentes de Ibiza, fueron deliberadamente soltados. En Formentor, el punto más septentrional de Mallorca, la lagartija de las Pitiusas mantiene una población viable que se ha establecido en el faro y sus alrededores (Riera, 2006). Se desconoce la procedencia de los

fundadores y la época en la que se establecieron. La población de Cala Rajada ocupa alrededor de 2 km de acantilado costero, en una zona turística muy frecuentada, sin que se conozca con exactitud ni la fecha de su introducción, ni su procedencia (Pleguezuelos, 2002). Se ha citado la presencia de ejemplares aislados en el puerto de Palma y en el aeródromo de Son Bonet (L. Parpal, comunicación personal).

Pérez-Mellado (2009) cita la introducción de ejemplares de *P. pityusensis* llevada a cabo por Martín Einsentraut en 1930, en Dau Gros (o Dau Gran), un islote cercano a la ciudad de Ibiza. Los fundadores procedían de Ibiza y del islote de s'Escull Vermell. En la actualidad la población de Dau Gros presenta densidades relativamente elevadas de lagartijas (Pérez-Mellado, 2009).

La lagartija de las Pitiusas fue introducida también en la plaza de les Glories Catalanes de Barcelona (Carretero *et al.*, 1991), y dada por extinguida algunos años más tarde (Viada, 2006). Con posterioridad Bruekers (2007) comprobó que no se había extinguido, y que se había desplazado unos 250 m al sur del área original, ocupando un descampado contiguo a las vías del metro. De acuerdo con ese mismo autor, los fundadores procederían de la isla de Ibiza.

La población del peñón de San Juan de Gaztelugatxe, cerca de Bakio (Vizcaya), fue detectada por primera vez en 1996, y se extiende por una pequeña península rocosa que comparte con ejemplares de *Podarcis muralis* (García-Porta *et al.*, 2001; Sanz-Azkue *et al.*, 2005). La población del monte Urgull, cerca de San Sebastián, fue descubierta en 2005 (Sanz-Azkue *et al.*, 2005) y está constituida por pocos ejemplares que comparten el territorio con *Podarcis liolepis*, mucho más común en la zona. Ambas poblaciones son genéticamente indistinguibles de las de Ibiza o Palma de Mallorca (Sanz-Azkue *et al.*, 2005).

Podarcis sicula (Familia Lacertidae). La distribución original de la lagartija italiana incluye la Península Italiana, el litoral croata y Sicilia (Gasc *et al.*, 1997; Corti, 2006). Se trata de una especie con una capacidad de colonización extraordinaria, de la que se conocen poblaciones bien establecidas en el área metropolitana de Estambul, islas del Bósforo, Norte de África (Cherchel, Túnez y Trípoli), Provenza (Toulon, Hyeres), Portugal (Lisboa), o Norteamérica (Pleguezuelos, 2002). También ha colonizado varias islas del Mediterráneo, como Córcega, Cerdeña o Menorca (Delaugerre & Cheylan, 1994; Pérez-Mellado, 2005, 2009).

En España se han descrito varias introducciones, de las que al menos cuatro se mantienen viables. Se trata de las de Almería, las dunas de Ris (Noja, Cantabria), el Ducat del Montseny (Girona; M. Franch, comunicación personal) y Menorca (Pérez-Mellado, 2002, 2009). En Almería fue detectada por primera vez en 1957 en los muelles del puerto de Almería, probablemente muy poco tiempo después de su llegada (J.A.Valverde, comunicación personal). Desde allí pronto colonizaría el parque Nicolás Salmerón, contiguo a las instalaciones portuarias. En la primera mitad de la década de 1990, un millar de lagartijas ocupaba por completo el parque, pero parecía definitivamente extinguida en el recinto portuario (Olmedo, 1997). Con la remodelación posterior del tramo final de la Rambla de Andarax y su transformación en una zona ajardinada, ha podido desplazarse hacia el Norte, pero no ha llegado a traspasar los límites de la ciudad (Pleguezuelos, 2002; E. González, comunicación personal). En las zonas en las que la lagartija italiana ha acabado asentándose, ha desplazado a su congénere *Podarcis hispanica*.

La población de la localidad cántabra de Noja, descubierta a principios de la década de 1980, ocupa la duna que separa la playa de Ris

de las primeras urbanizaciones (Meijide, 1981). Desde 1981, la población se ha mantenido casi estable en un área aproximada de 0.1 km², sin que se hayan registrado variaciones significativas de densidad o distribución (Pleguezuelos, 2002; J. Diego, comunicación personal). La lagartija italiana ha desplazado por completo a *P. muralis* de la duna, pero ha sido incapaz de colonizar áreas contiguas, como los islotes mareales de la Oliva, o las citadas urbanizaciones. Los fundadores de la población de Noja podrían proceder, tal y como sugiere Pleguezuelos (2002), de otra población - igualmente introducida y actualmente extinguida - que estuvo localizada en el puerto de Santander.

La población localizada en el Ducat del Montseny (T.M. Riells i Viabrea, Girona) parece haberse asentado en los últimos años en viveros que importan olivos de gran porte desde Italia (M. Franch, comunicación personal). No parece que se haya extendido aún por los alrededores y podría ser extirpada con facilidad.

La lagartija italiana es el lacértido más común en Menorca, donde ocupa la práctica totalidad de hábitats terrestres a lo largo y ancho de la isla, aunque parece más común en áreas costeras (Pérez-Mellado, 2009). Ha llegado a colonizar los islotes del Llazaret, de sa Quarantena y de ses Mones; en los dos primeros la lagartija italiana no coincide con la especie autóctona *P. lilfordi* (Pérez-Mellado, 2009), mientras que en ses Mones ambas especies se mantienen en una desequilibrada simpatría (Berg & Zawadzki, 2010). Sus densidades sobrepasan los 30 000 ind / km². Se sabe, por la comparación de secuencias mitocondriales, que los fundadores de las poblaciones menorquinas procedían de Sicilia (Podnar *et al.*, 2005), y parece que su llegada es muy antigua. Pleguezuelos (2002) sugiere que la introducción tuvo lugar durante la Edad Media, sin descartar que ocurriera antes.

Recientemente, ha sido detectada en Mallorca, en los jardines del Centro de Recepción del Parque Nacional de Cabrera y en el cercano puerto de la Colònia de Sant Jordi (Zawadzki & Seemann, 2009; datos propios inéditos). De este puerto salen a diario las embarcaciones que llevan visitantes y mercancías hasta el Parque Nacional, una circunstancia que facilitó su llegada a Cabrera en 2009, confirmada con la captura de un ejemplar en el puerto. Esta isla alberga en la actualidad la población más importante de la amenazada lagartija endémica *P. lilfordi*, por lo que se procedió a diseñar y ejecutar un programa de erradicación de la especie italiana que ha desembocado en su extinción en la Colònia de Sant Jordi y Cabrera (datos propios inéditos). Otras poblaciones señaladas en España, como la de Málaga, puerto de Santander, Orión (T.M. de Castro Urdiales), o La Rioja (Müller, 1905; Mejjide, 1981; Valdeón *et al.*, 2010), también se consideran extinguidas en la actualidad (Pleguezuelos, 2002).

Psammodromus algirus (Familia Lacertidae; Figura 11). Esta especie, fuertemente asociada al matorral mediterráneo en la Península Ibérica, sur de Francia y todo el Magreb mediterráneo (Schleich *et al.*, 1996; Gasc *et al.*, 1997), ha sido encontrada de forma puntual desde mediados de la década de 1980 en Mallorca (Vicens, 2005). En 1999 fue detectada por primera vez en el este de la isla (Massius, 1999), y desde entonces ha sido repetidamente observada hasta en 11 cuadrículas de 1x1 km (Vicens, 2005; Oliver & Vicens, 2007). En 2010 ocupaba una franja litoral de unos 10 km, entre Cala Estreta (T.M. de Felanitx) y Cala Mandia (T.M. de Manacor), internándose hasta 3 km tierra adentro (Vicens, 2005; datos propios inéditos).

Los individuos de la población de Porto Colom-Calas de Manacor presentan la coloración y diseño dorsal característicos de los ejemplares de la mitad oriental de la Península Ibérica

(presentan una banda vertebral más oscura que el resto del dorso, encerrada entre dos bandas más claras; Verdú-Rico *et al.*, 2010). Repetidas visitas a la zona han puesto de manifiesto la existencia de densidades muy inferiores a las que por lo general se encuentran en la Península (datos propios inéditos), aunque de acuerdo con Vicens (2005), la población mallorquina se encontraría en expansión. Vicens (2005) señala también la presencia de una pequeña población en los alrededores de Pollença (norte de Mallorca).

Psammodromus hispanicus (Familia Lacertidae). De forma natural se extiende por la mayor parte de la Península Ibérica y por el sur de Francia (Gasc *et al.*, 1997). Mateo (1997), Pleguezuelos (2002) y Bons & Geniez (1996) citan la presencia de esta especie en Melilla. Los ejemplares de esta población poseen las características morfológicas propias de los del sur de la Península Ibérica, de donde podrían ser originarios. Las observaciones tuvieron lugar en áreas militares con acceso restringido, situadas al norte de las pistas del aeropuerto de la ciudad autónoma. Se trata de palmitales muy degradados por la intensa actividad de vehículos mili-



Figura 11. Hembra de *P. algirus*, Cala Estreta (T.M. Felanitx; Mallorca).

tares pesados. No ha habido evaluaciones de la población posteriores a 1995, por lo que se desconoce su estado e incluso su posible continuidad. Carretero (1992) cita también una introducción exitosa de esta especie en los Aiguamolls de l'Empordà.

Scelarcis perspicillata (Familia Lacertidae). La presencia de la lagartija mora en Menorca es conocida desde 1928 (Mertens, 1929) y se acepta que los fundadores de la población menorquina podrían proceder del puerto de Orán o de sus alrededores, donde todavía la especie es relativamente común (Schleich *et al.*, 1996). De hecho, algunos análisis preliminares de secuencias de ADN mitocondrial muestran que las lagartijas moras de Menorca y las que proceden del noroeste argelino son prácticamente idénticas (A. Perera, comunicación personal). De confirmarse esta posibilidad, la fecha más probable de llegada a la isla podría situarse entre los años 1782 y 1791, un corto periodo durante el que Menorca y el Presidio de Orán coincidieron bajo la soberanía de la Corona de España, llegando a mantener un intenso intercambio de bienes civiles y militares (Tateishi, 2006).

Actualmente, es una especie relativamente común en Ciutadella - probable puerto de entrada de la especie - y el oeste de la isla, aunque también ha colonizado otras localidades menorquinas, como Mahón y Cap Cavalleria. Falta por completo en el centro y el este de la isla (Perera, 2002; Pérez-Mellado, 2009). Sus densidades pueden llegar a ser elevadas a nivel local, y puede vivir en sintopía con *P. sicula* aunque, cuando esto ocurre, ambas especies muestran una clara segregación espacial (Perera, 2002).

Timon lepidus (Familia Lacertidae). Este lagarto, de distribución ibero - provenzal (Gasc *et al.*, 1997), ha sido detectado recientemente en la isla de Mallorca. Aunque se conocían observaciones puntuales en Palma y sus alrededores antes de

2005 (Oliver & Álvarez, 2010), desde ese año se han visto regularmente ejemplares en el Torrente des Jueus, cerca de Es Arenal y en el límite entre los términos municipales de Palma y Lluchmayor, o atropellados en la autopista Palma - Lluchmayor a su paso sobre ese mismo arroyo (COFIB y L. Parpal, comunicación personal). Hay indicios que hacen pensar que la introducción en Mallorca ha sido voluntaria, muy reciente y con fundadores de varias procedencias geográficas. De los tres ejemplares que hemos podido ver, uno presentaba características morfológicas de las poblaciones del centro de la Península, otro tenía la coloración y la forma de un ejemplar de la subespecie *T. lepidus nevadensis* (coloración dorsal pardo - grisácea, sin escamas negras, pocos poros femorales; Figura 12), y debía proceder del sureste ibérico (Mateo & López-Jurado, 1994). El tercer ejemplar era un juvenil, probablemente nacido en libertad, que presentaba características morfológicas intermedias entre ambas poblaciones.

Blanus cinereus (Familia Amphisbaenidae). Algunos ejemplares de este endemismo ibérico han sido recientemente detectados en Ibiza y Mallorca en los cepellones de olivos importados desde la Península Ibérica con fines ornamentales (datos propios inéditos y CR Sa Coma). Los dos ejemplares ibicencos fueron encontrados entre las raíces de olivos ibéricos depositados en el recinto de una empresa de jardinería de Sant Llorenç de Balàvia (término de Sant Joan). En Mallorca se han capturado varios ejemplares en una empresa de jardinería localizada en Sa Porrassa (T.M. Calvià). No existen otras evidencias que permitan suponer que se haya establecido una población viable de esta especie en ninguna de las dos islas, aunque dada su discreción y su comportamiento subterráneo, es posible que las culebrillas ciegas sean bastante más abundantes en Mallorca e Ibiza de lo que se presume.

Foto Lluís Parpal



Figura 12. Arriba, lagarto ocelado con las características de la subespecie *T. lepidus nevadensis*, capturado en el Torrente des Jueus (Mallorca); abajo, ejemplar con la morfología característica de la subespecie nominal, capturado en la misma localidad.

Chalcides sexlineatus (Familia Scincidae). Medina (2010a) describe una población de este endemismo grancanario en 0.04 km² de terreno de los alrededores de la Florida (T.M. de Tazacorte; isla de La Palma, Canarias). El mismo autor describe además la liberación, hace unos 50 años, de más de 60 ejemplares procedentes del norte de Gran Canaria y deja entrever la posibilidad de que los ejemplares de la población de la Florida desciendan de aquéllos.

Chalcides viridanus (Familia Scincidae). Esquizón originario de la isla de Tenerife detectado en 1998 y 2008 en los alrededores de los Llanos de Aridane (isla de La Palma; Pleguezuelos, 2002; Medina, 2010b). No hay constancia de reproducción espontánea en la zona, aunque la repetida captura de ejemplares en la misma localidad apunta a esa posibilidad.

Ramphotyphlops braminus (Familia Typhlopidae; Figura 13). La culebrilla de las macetas es un ofidio originario del sureste asiático y de las islas indoaustrales cuya afinidad por las raíces de plantas comestibles y ornamentales y su doble carácter antropófilo y partenogénico le han permitido colonizar regiones tropicales y subtropicales de Asia, África, Australia y América. También puede encontrarse en Hawaii, Ryukiu, Maldivas, Cocos, Seychelles, Comores, São Tomé o Canarias (Urioste & Mateo, 2011).

Se trata de un pequeño ofidio de hábitos fosoriales detectado en Canarias en 1998 (López-Jurado *et al.*, 2006; Urioste & Mateo, 2011). Desde entonces ha sido detectado en 16 cuadrículas UTM de 1x1 km dispersas en las islas de Lanzarote, Fuerteventura, Gran Canaria, Tenerife y La Gomera (Urioste & Mateo, 2011, datos propios inéditos). Siempre se encuentran en zonas muy transformadas y con disponibilidad abundante de agua, sometidas a temperaturas relativamente ele-



Foto Miguel A. Peña

Figura 13. Cabeza de *R. braminus*. Ejemplar capturado en el Campo Internacional de Maspalomas (Gran Canaria).

vadas y tamponadas. Los ejemplares encontrados estaban en campos de golf o sus alrededores, viveros de plantas ornamentales, parques y jardines, en fincas agrícolas dedicadas al cultivo de flores y frutales y depósitos de compost (Urioste & Mateo, 2011). El vector de dispersión principal de la especie son los viveros y las empresas de producción y venta de plantas ornamentales.

Hemorrhois hippocrepis (Familia Colubridae). La culebra de herradura es un ofidio con una distribución iberomagrebí, con algunas poblaciones introducidas en el sur de Cerdeña, en Zembra y Pantelaria y, muy recientemente, en Baleares (Bons & Geniez, 1996; Schleich *et al.*, 1996; Pleguezuelos & Feriche, 2002; Álvarez *et al.*, 2010).

En Baleares es una especie recién llegada a las islas de Ibiza y Mallorca (Álvarez, 2010; Álvarez *et al.*, 2010; Oliver & Álvarez, 2010). Fue detectada por primera vez en Ibiza en 2003 en la localidad de San Josep de sa Talaia, y con posterioridad ha sido detectada en varios puntos de la isla, especialmente en los alrededores de la localidad de San Rafel (T.M. Sant Antoni de Portmany). Álvarez (2010) la cita en ocho cuadrículas de 1x1 km, aunque con posterioridad ha sido detectada en cinco más. Fue detectada por primera vez en Formentera en junio de 2011 (datos propios inéditos). La primera cita en Mallorca data del año 2004, y desde entonces se han multiplicado sus observaciones en los alrededores de la localidad de Capdepera y en los alrededores de Sineu, con 25 cuadrículas de 1x1 km ocupadas (Álvarez, 2010; Álvarez *et al.*, 2010). En la primavera de 2011 apareció un nuevo núcleo reproductor en el municipio de Calvià.

Tanto en Ibiza como en Mallorca se ha comprobado que se reproduce sin problemas (Álvarez, 2010; Álvarez *et al.*, 2010). Como en el caso de *Rhinechis scalaris*, la llegada y colonización de la culebra de herradura están asociadas al incremento de las importaciones de olivos y de otros

árboles de gran porte procedentes de la Península Ibérica (Álvarez *et al.*, 2010). En la actualidad, las poblaciones de Ibiza y Mallorca siguen presentando una distribución contagiosa centrífuga, y en ambas islas la culebra de herradura se encuentra en plena expansión.

Lampropeltis californiae (Familia Colubridae; Figura 14). Ofidio procedente del suroeste de Estados Unidos y noroeste de México (Pyron & Burbrink, 2009) que, por sus espectaculares diseños y colores y su facilidad de cría en cautividad, se ha convertido en una de las especies más comunes en los circuitos de venta e intercambio de animales. Es además un consumado escapista, por lo que resulta cada vez más habitual la observación y captura de ejemplares aislados en los principales núcleos urbanos españoles (Oliver & Álvarez, 2010).

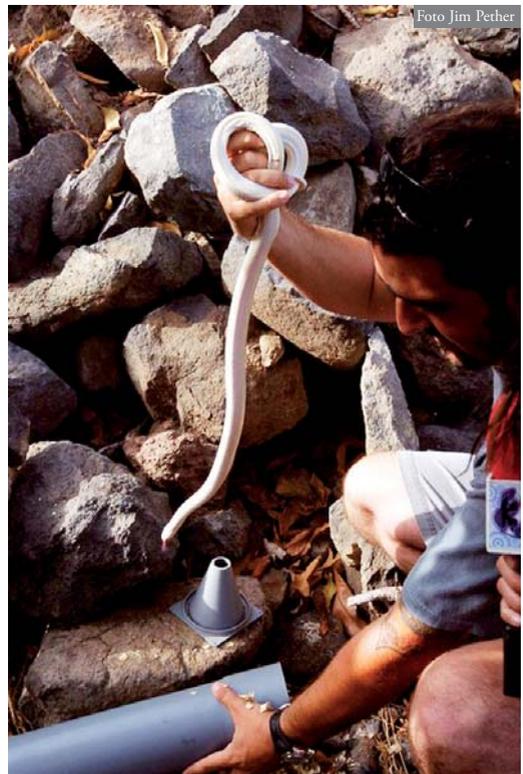


Figura 14. Captura de un ejemplar albino de *L. californiae* en la localidad de La Solana (Telde, Gran Canaria).

Fue detectada por primera vez en 1998 en La Solana, una localidad rural situada a pocos kilómetros de Telde (este de Gran Canaria; Pether & Mateo, 2007). Cuatro años más tarde, y ante la alarma generada por los numerosos individuos detectados en los alrededores, las autoridades medioambientales canarias capturaron los primeros ejemplares y se pusieron en marcha las primeras medidas de control. En 2006 la especie ya era muy común en la práctica totalidad del barranco Real de Telde, desde el nivel del mar (Ojos de Garza y Gando) hasta los 450 msnm (núcleo urbano y los alrededores de Valsequillo; Pether & Mateo, 2007).

Existen indicios que apuntan a que la introducción de esta especie en el barranco Real fuera voluntaria y masiva, con más de 300 ejemplares liberados cerca de La Solana en 1998 (Pether & Mateo, 2007). La mayor parte de los ejemplares capturados a lo largo de esos años en esa zona correspondía a ejemplares albinos (Figura 15). En 2008 también se detectaron algunos individuos en el barranco de Santa Brígida, contiguo al de Telde, y en algunas localidades aisladas del norte de la isla (Arucas y Gáldar). Los ejemplares de la población de Gáldar, plenamente asentada ya en 2010, presentaban, sin embargo, la coloración y el diseño típicos de la especie, una característica que sugiere la existencia de una segunda introducción (Pether, comunicación personal).

La culebra real de California es un reputado depredador de vertebrados que en Gran Canaria basa su dieta en la captura de micromamíferos introducidos y reptiles endémicos. De hecho, en aquellas áreas en las que la culebra real es abundante parece haber una disminución del tamaño de los lagartos de la especie *G. stehlini* (datos propios inéditos).

Desde el año 2010 el Cabildo de Gran Canaria, el Gobierno de Canarias y la Universidad de Las Palmas son beneficiarios de un proyecto LIFE +, cuyo objetivo es el control y erradicación de la culebra real de California en esa isla (<http://ec.europa.eu/environment/life/publications/lifepublications/compilations/documents/natcompilation10.pdf>). Las medidas tomadas hasta ahora han permitido la erradicación parcial en varios puntos del barranco de Real. Sólo en 2011 se han capturado más de 500 ejemplares en esas zonas.

Macroprotodon mauritanicus (Familia Colubridae). De acuerdo con Carranza *et al.* (2004), *M. mauritanicus* es un ofidio norteafricano cuya distribución incluye la franja magrebí del Atlas Telliano comprendida entre los alrededores de Argel y el norte de Túnez. Es considerada una especie introducida en Mallorca y Menorca (Mayol, 2003). En Menorca ocupa la totalidad de la isla, con densidades relativamen-

Foto Jaime Urioste



Foto Patricia Veiret



Figura 15. Izquierda, ejemplar de *A. planiceps* capturado en Santa Cruz de la Palma; derecha, ejemplar de *G. caesaris* capturado en los jardines de la Casa de la Cultura de los Cristianos (Tenerife).

te elevadas y una distribución homogénea y compacta (el registro del programa BioAtlas - Govern de les Illes Balears; <http://bioatles.caib.es/serproesfront/> - lo recoge en 51 cuadrículas 1x1 km).

En Mallorca es también común y abundante (BioAtlas lo cita en 114 cuadrículas 1x1 km; datos propios inéditos). Parece faltar por encima de los 600 msnm en la sierra de Tramuntana. No ha sido citada en islotes cercanos a Mallorca y Menorca con presencia de *P. lilfordi*, ni en el archipiélago de Cabrera, lo que es un indicador de su origen foráneo y una evidencia indirecta de su posible implicación en el proceso de extinción de la lagartija balear en Menorca y Mallorca (Pérez-Mellado, 2009). Se la considera introducida en ambas islas antes del siglo II a.d.C., en el periodo romano temprano (Busack & MacCoy, 1990; Pleguezuelos & Fernández-Cardenete, 2002).

Malpolon monspessulanus (Familia Colubridae). Ofidio característico de las áreas mediterráneas de la Península Ibérica, Francia, Marruecos y Sáhara Occidental (Carranza *et al.*, 2006). Fue introducido hace pocos años en las islas de Ibiza y Mallorca, asociado a la importación de árboles desde la Península Ibérica (Álvarez *et al.*, 2010; Oliver & Álvarez, 2010). En ambas islas el número de observaciones se mantiene, sin embargo, por debajo de las registradas para otras especies ibéricas introducidas recientemente en ambas islas (Álvarez *et al.*, 2010). La primera culebra bastarda observada en Ibiza data de mayo de 2003. Desde entonces se han detectado siete ejemplares dispersos por toda la isla (dos ejemplares en la playa d'en Bossa, T.M. Sant Josep; dos ejemplares en los alrededores de Sant Llorenç, T.M. Sant Joan; un ejemplar en el Pla de S'Aubarca, T.M. de Sant Antoni; un ejemplar en los alrededores de Santa Eularia). En Mallorca fue detectada en 2006 en Son Cutrí (T.M. de Capdepera), y con posterioridad se han visto o

capturado varios ejemplares en el Puig de Sant Martí, un monte situado al suroeste de Alcudia (Álvarez *et al.*, 2010; datos propios inéditos).

Natrix maura (Familia Colubridae). Especie de amplia distribución, puede encontrarse por todas las regiones mediterráneas del norte de África, en la totalidad de la Península Ibérica, en la mayor parte de Francia, el noroeste de Italia y las regiones más occidentales de Suiza (Schleich *et al.*, 1996; Gasc *et al.*, 1997). También está presente en Cerdeña, Mallorca y Menorca, tres islas en las que ha sido introducida (Alcover & Mayol, 1981; Naulleau & Schätti, 1997). Sin llegar a las densidades que esta especie alcanza en la Península, la culebra viperina puede considerarse relativamente común en Mallorca y Menorca (Esteban *et al.*, 1994). En ambas islas presenta una distribución homogénea, siempre asociada a puntos de agua. Guicking *et al.* (2005) confirmaron mediante un estudio comparativo de secuencias de ADN mitocondrial que las culebras viperinas fueron introducidas en Mallorca a partir de fundadores probablemente procedentes del sur de Francia. La culebra viperina ha sido considerada el primer y más grave factor de amenaza para el ferret (*A. muletensis*), y por eso el Govern de les Illes Balears lleva a cabo un programa de control de esta especie en aquellas áreas de Mallorca en las que todavía sobrevive el anfibio (Mayol, 2005).

Rhinechis scalaris (Familia Colubridae). Culebra de las áreas mediterráneas de la Península Ibérica, sur de Francia y Liguria (Gasc *et al.*, 1997). También se encuentra en Baleares, donde ha sido introducida en Menorca, Mallorca, Ibiza, Formentera y en la isla d'en Colom (Álvarez *et al.*, 2010; Mateo, 2010).

Hasta hace pocos años Menorca era, en Baleares, la única isla en la que estaba presente (véase Pleguezuelos & Honrubia, 2002), siendo señalada en 96 cuadrículas de 1x1 km (Mateo, 2010). La isla d'en Colom es el único islote menorquín que ha

llegado a colonizar, sin que haya afectado significativamente a la población de *P. lilfordi*. Introducida tempranamente desde la Península Ibérica o el sur de Francia (Alcover *et al.*, 1981), algunos huesos de esta especie han sido detectados en yacimientos talaióticos (S IV a.d.C.) y romanos (S II d.d.C; Vigne & Alcover, 1985). En las demás islas su llegada ha sido bastante más tardía, habiendo sido detectada en Ibiza en 2003, en Mallorca en 2004 y en Formentera en 2006 (Álvarez *et al.*, 2010; Mateo, 2010; Oliver & Álvarez, 2010).

En Ibiza ha colonizado en pocos años la práctica totalidad de la isla (Álvarez *et al.*, 2010; Mateo, 2010). Las observaciones presentan una distribución contagiosa alrededor de Sant Rafel y Sant Llorenç de Balàfia, mostrando una dispersión centrífuga hacia las áreas costeras, en 20 cuadrículas de 1x1 km (Mateo, 2010). Su llegada a Ibiza ha sido asociada al incremento del tráfico de mercancías desde la Península Ibérica, especialmente de olivos y otros árboles de gran porte destinados a la jardinería (Álvarez *et al.*, 2010).

En Formentera casi todas las observaciones de culebra de escalera han tenido lugar en la Mola (este de la isla; tres cuadrículas 1x1 km), aunque una cita en la carretera PM - 820, que une la Mola con el resto de la isla, sugiere que este ofidio podrá encontrarse pronto por toda la isla. Álvarez *et al.* (2010) sugieren que los fundadores de esta población procedían de Ibiza.

La colonización de Mallorca no ha sido tan espectacular como la descrita para las dos Pitiusas ya que, desde 2004, sólo ha sido citada en nueve cuadrículas de 1x1 km. Las citas se disponen de forma contagiosa alrededor de Capdepera, triángulo Muros – Sineu - Bugar, y Sa Porrassa, con algunas observaciones aisladas en Palma, Calvià y Sant Llorenç (Álvarez *et al.*, 2010; Mateo, 2010). Como en el caso de Ibiza, su llegada a Mallorca parece asociada al tráfico de mercancías en general y de árboles en particular (Álvarez *et al.*, 2010).

Las especies naturalizadas y extinguidas

Como ya adelantaba Williamson (1996), sólo un bajo porcentaje de todas las especies que colonizan un territorio acaba finalmente por establecerse. Ajustándose bien a este principio, la bibliografía recoge numerosos casos que hacen referencia a intentos frustrados de naturalización en España. Algunos, como el de los camaleones señalados en el siglo XIV por Ibn al Jatib en el sur de Granada (Poveda, 2000), o el de *Teira dugesii* en Santa Cruz de Tenerife (Gervais, 1845), corresponden a casos antiguos. Otros, como el de *T. graeca* en Formentera, ya han sido enumerados junto a otras poblaciones naturalizadas de la misma especie. Recordaremos todas aquellas especies que mantuvieron poblaciones viables en nuestro país, para más tarde extinguirse y a las que todavía no nos hemos referido.

▣ ***Bufo bufo*** (Familia Bufonidae; introducción probablemente activa; extinción pasiva). Introducida en la isla de Fuerteventura antes de 1960, y actualmente extinguida (Lizana, 2002). También se ha señalado una introducción activa en la isla de Ons, donde los sapos se reprodujeron durante un tiempo para desaparecer a principios del nuevo milenio (Fernández de la Cigoña, 1991; M. Otero, comunicación personal).

▣ ***Bufo mauritanicus*** (Familia Bufonidae; introducción probablemente pasiva; extinción pasiva). Presente en el Campo de Gibraltar desde principios del siglo XX y extinguido durante la última década del mismo siglo (Mateo, 1997; Pleguezuelos, 2002; datos propios inéditos).

▣ ***Lithobates catesbeianus*** (Familia Ranidae; introducción activa; extinción pasiva). En la década de 1980 del pasado siglo, algunos ejemplares de este anfibio escaparon de una granja de cría localizada en Villasbuenas de Gata (Cáceres; García-París, 1991). En los años que siguieron se registrarían casos en otros puntos del país (Pleguezuelos, 2002).

Ninguno de ellos llegó a prosperar, haciendo buena la tesis de Ficetola *et al.* (2007) que años más tarde consideraron que las condiciones bioclimáticas predominante en esas localidades eran poco favorables para la naturalización de la rana toro americana. Recientemente Cabana & Fernández (2010) han sugerido, sin embargo, que *L. catesbeianus* podría establecerse en algunas zonas del norte y noreste del país, donde las condiciones ecológicas le resultan más apropiadas.

▣ *Saurodactylus mauritanicus* (Familia Gekkonidae; introducción pasiva; extinción pasiva). Descubierta en la isla de Alborán en 1998, donde se le supuso autóctono (Mateo, 2001; C.E. Bazaga, comunicación personal). Es posible, sin embargo, que la especie llegara poco antes a esa isla entre fardos de contrabando. Poco después acabaría por extinguirse (Paracuellos *et al.*, 2005).

▣ *Tarentola boettgeri* (Familia Gekkonidae; introducción pasiva; extinción pasiva). En 1993 se detectó una pequeña población de esta especie en las instalaciones portuarias de Puerto del Rosario (Fuerteventura); en verano de 2009 la población se había extinguido (Pether *et al.*, 2009).

▣ *Anolis carolinensis* (Familia Anolidae; introducción probablemente activa; extinción pasiva). Este vistoso anólido caribeño es todo un clásico entre terrariófilos aficionados; se han capturado ejemplares aclimatados por toda la geografía nacional y se conoce, al menos, una población - la del Cabo Huertas (Alicante) - que se mantuvo viable durante la década de 1990 (Mateo, 1997; Pleguezuelos, 2002). En la actualidad la especie parece haber desaparecido en esa zona (J.M. Pleguezuelos, comunicación personal).

▣ *Agama planiceps* (Familia Agamidae; introducción pasiva; extinción activa). Detectado a principios de milenio en un almacén de maderas de Santa Cruz de La Palma (Figura 15), esta población, atribuida entonces a la especie *Tropidurus plica* (Pleguezuelos, 2002), fue finalmen-

te eliminada en el marco de un programa financiado por el Gobierno de Canarias (J. Urioste, comunicación personal).

▣ *Gallotia caesaris* (Familia Lacertidae; introducción pasiva; extinción pasiva). Detectada en 2000 en las zonas ajardinadas próximas a la Casa de la Cultura de Los Cristianos (Pleguezuelos, 2002; Pether *et al.*, 2009). En 2003 aún se mantenía en esa zona, e incluso se detectaron ejemplares aislados a unos 100 m al Este; en verano de 2009, se había extinguido por completo (Pether *et al.*, 2009).

A modo de resumen

El transporte de especies fuera de su área de distribución natural es un fenómeno tan antiguo como la humanidad, y la Península Ibérica y los archipiélagos Canario y Balear no son una excepción a este hecho. De las 75 especies de anfibios y reptiles presentes en la Península Ibérica (Carretero *et al.*, 2011; datos de este artículo), 15 se consideran introducidas (20.0%). El porcentaje se eleva cuando analizamos la herpetofauna canaria (10 de 26 - 38.5%), y se hace altísimo cuando se considera la composición de la fauna balear (20 de 23 - 86.9%). A todas estas introducciones habría que añadir las numerosas traslocaciones que han tenido lugar en esos tres territorios con especies que se consideran autóctonas, y de las que también hemos dado cuenta a lo largo de este artículo.

Las especies foráneas introducidas en la Península Ibérica se reparten casi a partes iguales entre las que llegaron hace más de 2000 años (*H. meridionalis*, *T. graeca*, *H. turcicus*, *T. mauritanica* y *C. chamaeleon*), y las que se han asentado en los últimos 150 años (*D. pictus*, *P. sicula*, *T. scripta*, y muy recientemente *O. ophryticus*, *X. laevis* y *P. concinna*). Ocho de las especies introducidas o traslocadas que han logrado naturalizarse en la Península Ibérica reúnen condiciones para ser con-

sideradas invasoras en la actualidad, aunque sólo el caso de *T. scripta* se ha calificado como muy grave.

En Canarias, todas las especies introducidas llegaron en el siglo XV o más tarde y es, con diferencia, la unidad geográfica - de las tres consideradas - que menos introducciones antiguas ha recibido. En este archipiélago, todos los anfibios son alóctonos, y dos de ellos fueron voluntariamente introducidos en el siglo XV - o poco después - por los europeos y con intención de controlar plagas. También parece haber sido relativamente antigua la llegada de *H. turcicus* (entre los siglos XV y XVIII). Las traslocaciones de especies endémicas a islas de las que no son originarias parecen haber sido un fenómeno continuado a lo largo de la historia reciente del Archipiélago y suponen la mayor parte de los casos de reptiles introducidos (Pether *et al.*, 2009). Finalmente, los dos ofidios - *R. braminus* y *L. californiae* - se han asentado en las últimas décadas y han tenido como origen el comercio de plantas vivas y la terrariofilia (Tabla 1).

De las 19 especies que se han considerado introducidas en Baleares, 11 se asentaron - al menos en una isla - en tiempos muy antiguos (2000 años o más). Se trata casi siempre de reptiles y anfibios que presentan patrones de distribución más o menos generalizados, únicamente limitados por sus propios requerimientos ecológicos (es el caso de *P. perezii* en todas las islas salvo Menorca, el de *T. hermanni*, *M. mauritanicus* y *N. maura* en Mallorca y Menorca, o el de *P. sicula* y *R. scalaris* en Menorca). En el siglo XVIII se asentó en Menorca la especie *S. perspicilata*, mientras que en Mallorca lo harían *E. orbicularis*, *T. graeca* y *P. pityusensis*, coincidiendo con un periodo durante el que, por razones variadas, se incrementó el tráfico y la liberación de especies; se trata en todo caso de reptiles que mantienen distribuciones bastante definidas y limitadas. El resto de los anfibios y reptiles que se han instalado en alguna de las islas que componen este archipiélago lo ha hecho en los últimos 25 años, mostrando patrones de dispersión fuertemente

Tabla 1. Anfibios y reptiles introducidos en Canarias. Antigüedad de la introducción (I) y tendencia demográfica (II). Lanzart = Lanzarote; Fuer = Fuerteventura; G. Can = Gran Canaria; Tener = Tenerife; Gome = Gomera; L. Palm = La Palma; Hierro = El Hierro. Columna I.- A: Introducidos antes de 1 d.d.C.; B: Introducidos entre 1 y 1492; C: Introducidos entre 1492 y 1800; D: Introducidos entre 1800 y 1975; E: Introducidos después de 1975; F: Acimatado. Columna II.- ↓: En Regresión; ↔: Estable; ↑: En Expansión; ■: Especie Invasora; *: Sólo aplicable a poblaciones introducidas.

Especies	Lanzart		Fuer		G. Can		Tener		Gome		L. Palm		Hierro	
	I	II	I	II	I	II	I	II	I	II	I	II	I	II
<i>Hyla meridionalis</i>	B	↔	B	↔	C	↔	C	↔	B	↔	C	↔	B	↓
<i>Pelophylax perezii</i>	C	↔	C	↔	C	↔	C	↔			C	↔	C	↔
<i>Pelophylax saharicus</i>					E	-								
<i>Trachemys scripta</i>					E	↔	E	↔						
<i>Mauremys leprosa</i>					E	↔	E	↔						
<i>Iguana iguana</i>							E	↓						
<i>Hemidactylus mabouia</i>							E	↔						
<i>Hemidactylus turcicus</i>					D	↔	D	↔						
<i>Gallotia atlantica*</i>					E	↔								
<i>Gallotia steblii</i>			D	↔			F		F		F			
<i>Gallotia galloti</i>			E	↔	F									
<i>Chalcides sexlineatus</i>											D	↔		
<i>Chalcides viridanus</i>											E	↔		
<i>Ramphotyphlops braminus</i>	E	↑i	E	↑	E	↑	E	↑	E	↑				
<i>Lampropeltis californiae</i>					E	↑	F							

Tabla 2. Anfibios y reptiles introducidos en la Península Ibérica. Antigüedad de la introducción (I) y tendencia demográfica (II). Columna I.- A: Introducidos antes de 1 d.d.C.; B: Int. entre 1 y 1492; C: Int. entre 1492 y 1800; D: Int. entre 1800 y 1975; E: Int. después de 1975; F: Acimatado. Columna II.- ↓: En Regresión; ↔: Estable; ↑: En Expansión; ■: Especie Invasora. *: Sólo aplicable a poblaciones introducidas.

Especies	I	II
<i>Lissotriton helveticus</i> *	E	↔
<i>Mesotriton alpestris</i> *	E	↑
<i>Ommatotriton ophryticus</i>	E	↑
<i>Triturus marmoratus</i> *	E	↔
<i>Discoglossus pictus</i>	C	↑
<i>Xenopus laevis</i>	E	↔
<i>Hyla meridionalis</i>	A	↔
<i>Trachemys scripta</i>	E	↑
<i>Pseudemys concinna</i>	E	↑
<i>Testudo graeca</i>	A	↓
<i>Hemidactylus turcicus</i>	A	↑
<i>Tarentola mauritanica</i>	A	↔
<i>Chamaeleo chamaeleon</i>	A	↔
<i>Podarcis pityusensis</i>	E	↔
<i>Podarcis sicula</i>	C	↔

contagiosos y una distribución generalmente restringida dentro de cada isla. Sólo en el caso de dos de los ofidios que se han asentado en los últimos años en Ibiza, Formentera y Mallorca - *R. scalaris* y *H. hippocrepis* - hemos podido comprobar la existencia de un avance y un incremento de las observaciones, entrando de lleno en el concepto de especie invasora.

En las Tablas 1, 2 y 3 se ha incluido un resumen de la información aportada a lo largo de este artículo, con indicaciones acerca de la antigüedad de la introducción, de su tendencia demográfica, y de su carácter invasivo.

¿Cuándo debería ser tratada como autóctona una especie introducida?

En un polémico artículo publicado hace algo más de una década, Böhme (2000) se preguntaba acerca de cuánto tiempo tenía que esperar una especie alóctona para que finalmente fuera

considerada parte de la fauna propia de un lugar. La pregunta iba concretamente dirigida a las autoridades medioambientales griegas que, poco antes, se habían opuesto a proteger una población de *Chamaeleo africanus* descubierta en ese país, pero podría hacerse también extensiva a cualquier país o región y a cualquier especie introducida. Muchos autores han atacado el problema y las respuestas han sido variadas. Por ejemplo, Webb (1985) o Manchester & Bullock (2000) sugerían aceptar como autóctona toda especie naturalizada en una región antes del Neolítico (4000 b.p.), mientras que Pyšek *et al.* (2009) interpretaban que toda especie naturalizada antes de 1492 debía considerarse un “arqueozoo” que, a casi todos los efectos, podía ser asimilado a una especie autóctona. Para acabar con los ejemplos, la legislación aplicada en España o en alguna de sus regiones nos dice, además, que algunas poblaciones de especies introducidas hace menos de tres siglos pueden llegar a ser catalogadas como amenazadas y ser objeto, por eso, de un programa de recuperación.

Es el caso de *T. graeca* en Mallorca (Viada, 2006; Pinya, 2011), una isla en la que, paradójicamente, se lleva a cabo un programa de control de otro reptil - *N. maura* - introducido hace más de 2000 años (Servei de Protecció d'Espècies, 2007). ¿Estamos entonces ante un problema grave de inconsistencia institucional? No necesariamente, ya que si bien la culebra viperina de Mallorca entra de lleno en el concepto de “arqueozoo”, sigue comportándose como una especie invasora, capaz de desestabilizar a una especie autóctona amenazada - *A. muletensis* - y, en definitiva, de causar daños irreparables en el ecosistema mallorquín. Sin embargo, no existe prueba alguna que haga sospechar que la tortuga terrestre norteafricana cause efectos negativos o esté afectando en la actualidad a otras especies amenazadas (Pinya *et al.*, 2008b), siendo un animal apreciado por los habitantes de

Tabla 3. Anfibios y reptiles introducidos en Baleares. Antigüedad de la introducción (I) y tendencia demográfica (II). (Formt. = Formentera). Columna I.- A: Introducidos antes de 1 d.d.C.; B: Introducidos entre 1 y 1492; C: Introducidos entre 1492 y 1800; D: Introducidos entre 1800 y 1975; E: Introducidos después de 1975; F: Aclimatado. Columna II.- ↓: En Regresión; ↔: Estable; ↑: En Expansión; ■: Especie Invasora; *: Sólo aplicable a poblaciones introducidas.

Especies	Menorca		Mallorca		Cabrera		Ibiza		Formt	
	I	II	I	II	I	II	I	II	I	II
<i>Hyla meridionalis</i>	A	↔	D	↓						
<i>Bufo balearicus</i>	A	↔	A	↔			A	↓	F	
<i>Pelophylax perezi</i>			A	↔			A	↔	C	↔
<i>Testudo graeca</i>			C	↓						
<i>Testudo hermanni</i>	A	↔		↔						
<i>Emys orbicularis</i>	A	↔	D	↔						
<i>Trachemys scripta</i>	F	↑	E	↑						
<i>Mauremys leprosa</i>			C	↔						
<i>Blanus cinereus</i>			E	↑			E	↑		
<i>Tarentola mauritanica</i>	A	↔	A	↔	A	↔	A	↔	D	↔
<i>Hemidactylus turcicus</i>	A	↔	A	↔	A	↔	A	↔	A	↔
<i>Podarcis lilfordi</i> *			D	↔						
<i>Podarcis pityusensis</i> *			D	↔			D	↔		
<i>Podarcis sicula</i>	A	↔								
<i>Scelarcis perspicillata</i>	C	↔								
<i>Pseudis maderensis</i>			E	↑						
<i>Timon lepidus</i>			E	↑						
<i>Macroprotodon mauritanicus</i>	A	↔	A	↔						
<i>Rhinechis scalaris</i>	A	↔	E	↑			E	↑	E	↑
<i>Hemorrhois hippocrepis</i>			E	↑			E	↑	F	↑
<i>Natrix maura</i>	A	↔	A	↔						
<i>Malpolon monspessulanus</i>			E	↑			E	↑		

la zona y capaz de conseguir, por ejemplo, que buena parte de la península de Cala Figueras forme parte en la actualidad de la red Natura 2000 (LIC ES0000074) y haya sido declarada zona no urbanizable; todo un logro en el muy alterado término municipal de Calvià. De hecho, la adopción de medidas dirigidas a la conservación de poblaciones introducidas puede estar plenamente justificada si se considera que pertenece a una especie clave, en el sentido ecológico o cultural del término (IUCN, 1998; las poblaciones de Baleares de *B. balearicus*, las ibéricas y mallorquinas de *T. graeca*, y las ibéricas de *C. chamaeleon* estarían incluidas en este supuesto).

En la vecina isla de Menorca hace ya tiempo que las culebras viperinas (*N. maura*), las de escalera (*R. scalaris*) y las de cogulla argelinas

(*M. mauritanicus*) dieron cumplida cuenta de los vertebrados terrestres no voladores, y no merecen, por tanto, un esfuerzo de control específico. Es más, su erradicación - si fuera realmente posible - podría determinar una hecatombe insospechada por la más que probable explosión demográfica de muchos de los vertebrados de los que actualmente se alimentan que, como cabe imaginar, también suelen ser introducidos. Debemos tomar, eso sí, medidas adecuadas para que esas mismas especies no alcancen aquellos refugios en los que han quedado relegadas algunas de las especies autóctonas, como

A. muletensis, ahora únicamente presente en determinados depósitos de agua de la sierra de Tramuntana, o *P. lilfordi*, restringida a islotes.

Las vías de introducción de anfibios y reptiles en España

En cualquier caso, la introducción de especies es un fenómeno que se ha disparado en los últimos años y que ha permitido la naturalización de muchas de ellas, en ocasiones de origen geográfico muy lejano. La causa que explica más casos de introducciones recientes es el aumento del tráfico de mercancías, especialmente todo el que está relacionado con transporte de madera y de plantas ornamentales vivas. A través de esta

vía han llegado en los últimos años especies tales como *P. sicula* (Valdeón *et al.*, 2010), *R. braminus* (Urioste & Mateo, 2011), o varias especies de culebras que están literalmente invadiendo Mallorca, Ibiza y Formentera (Álvarez *et al.*, 2010). Resulta especialmente interesante recordar que el crecimiento exponencial del tráfico de grandes olivos procedentes de la Península Ibérica, dirigidos por lo general a jardines mediterráneos, a rotondas y a otras infraestructuras viales, está ayudando a “iberizar” a marcha forzada la fauna balear, a la vez que pone en peligro a las escasas especies autóctonas que todavía subsisten (Álvarez *et al.*, 2010; Pinya & Carretero, 2011; Figura 16). El movimiento de olivos dentro de la propia Península Ibérica promete también generar no pocos desplazamientos de reptiles lejos de su origen (Valdeón *et al.*, 2010). Estas traslocaciones, mucho más difíciles de detectar, probablemente no generarán cambios ecológicos radicales, pero podrían convertirse en un elemento de contaminación genética para muchas especies de distribución amplia.

Otra causa de la invasión que sufrimos se encuentra en el crecimiento también exponencial de la compra y venta de animales de compañía que, en muchas ocasiones, acaban siendo liberados. El caso más conocido es el de los galápagos exóticos, que invaden nuestros parques urbanos, embalses e incluso humedales protegidos (Martínez-Silvestre *et al.*, 2011). Hasta ahora los nefastos efectos de esta introducción masiva se han intentado limitar con la prohibición de su importación y venta. Pero la limitación de esta prohibición a subespecies o especies concretas ha determinado que la medida sea ineficaz y, en ocasiones, absurda ya que sólo consigue que los mercados - generalmente más ágiles que las administraciones - se adapten con rapidez a la nueva situación, sin que se produzca mejora alguna.



Figura 16. Grandes olivos ibéricos preparados para su venta en un vivero de Mallorca. La llegada masiva de estos árboles para uso ornamental se ha convertido en el principal vector de entrada de reptiles ibéricos en Baleares.

En el caso de *T. scripta elegans*, la prohibición auspiciada desde la Unión Europea en 1997 condujo inmediatamente a la importación masiva de otras subespecies. Así, entre los años 2003 y 2005 salieron de Estados Unidos 1 300 000 ejemplares de la subespecie nominal y más de 300 000 de *T. scripta troosti*, de los que casi la totalidad (92 y 96%, respectivamente) iba dirigida a la Unión Europea (Telecki, 2001). Después de 2003 ha aumentado también la venta de otras tortugas dulceacuícolas que han empezado a reproducirse de forma espontánea en nuestro país, agravando aún más si cabe el problema.

Otro reptil que también genera efectos negativos sobre los ecosistemas nativos y no poca alerta social ha logrado asentarse en Gran Canaria gracias del comercio de animales de compañía y la terrariofilia. Se trata de la culebra *L. californiae* (Pether & Mateo, 2007). Precisamente la suelta masiva - y voluntaria - alrededor de 1998 en el barranco Real de Telde ha acabado por afectar gravemente a muchas especies autóctonas y se ha convertido en uno de los problemas medioambientales más graves que afectan actualmente al Archipiélago Canario.

También en las últimas décadas han proliferado en España - y muy especialmente en Cataluña - las introducciones y traslocaciones voluntarias de tritones muy vistosos, como *M. alpestris*, *L. helveticus*, *O. ophryticus* o *T. marmoratus*. Se trata de una desagradable costumbre que podría convertirse en breve en un problema grave para otras especies autóctonas (Martínez-Solano, 2006). Los responsables de estas liberaciones buscan un hipotético y poco inteligente aumento de la diversidad de la zona y, sobre todo, disponer de fuentes cercanas y baratas para sus especies favoritas, a partir de las que podrán reponer, comerciar o intercambiar (Kraus, 2009). En realidad su ocurrencia sólo consigue un empobrecimiento real de la diversidad biológica y un beneficio propio cercano a la villanía.

No parece muy difícil prever que en el futuro crecerá el número de especies introducidas en España. Aumentará, sin duda, el de las que hayan sido traídas de forma involuntaria entre mercancías, y crecerá el número de especies e individuos liberados voluntariamente, y andaremos, si no lo impedimos, con paso firme hacia esa "Macdonalización" global que describía hace no muchos años Lövei (1997).

La solución a este problema pasa por la adopción de medidas apropiadas, en el preciso momento y lugar en que deben adoptarse, evitando en lo posible que el control de especies no indígenas acabe convirtiéndose en el trabajo de Sísifo (Tibbetts, 1997; Gherardi, 2000). Sugerimos por ello la aplicación una serie mínima de medidas:

- La legislación deberá adaptarse y ser realmente eficaz. Sugerimos desde esta tribuna la aplicación de un conveniente "el que contamina limpia", haciendo corresponsables de las invasiones a criadores, importadores activos o pasivos y minoristas de especies potencialmente peligrosas, que deberán tomar medidas adecuadas de contención y control. Esa legislación

deberá ser también realmente restrictiva sobre importación y venta de esas especies, previendo sanciones adecuadas a la gravedad de la infracción, y primando la adopción de medidas paliativas, como la venta de ejemplares previamente esterilizados, la de triploides o la de machos (Fuller, 2003). Sugerimos también que se eviten las listas de especies y subespecies cuya importación quede prohibida, y que sean sustituidas por listas restringidas de especies cuya importación y venta sea tolerada.

- Deberán controlarse con más eficacia los puntos calientes de entrada (puertos, invernaderos, almacenes de madera, empresas importadoras de animales y núcleos zoológicos activos o abandonados; Figura 17), estimulando a las empresas y otras entidades implicadas a la adopción de medidas de impermeabilización que dificulten los escapes.

- Realización de un esfuerzo especial dirigido a informar sobre el problema, incluyendo la formación de agentes y otros técnicos, y la concienciación de los potenciales compradores acerca de la gravedad de la liberación en el medio de especies exóticas, sobre la responsabilidad que van a adoptar y sobre las posibles sanciones que puedan llevar aparejadas esas liberaciones.

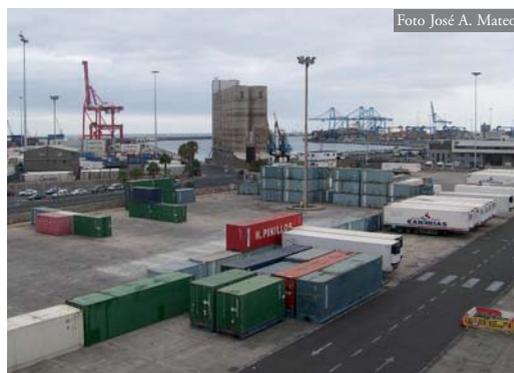


Foto José A. Mateo

Figura 16. Instalaciones portuarias del Puerto de la Luz (Gran Canaria), puerta de entrada de numerosas especies exóticas que en ocasiones - como ha ocurrido con *H. mabouia* - acaban naturalizándose.

¿Qué especies deben considerarse invasoras en España?

De acuerdo con la definición más aceptada, las especies invasoras son organismos alóctonos cuya presencia se traduce en cambios significativos en los ecosistemas, pérdidas de diversidad, pérdidas económicas o trastornos de la salud humana o de otros organismos (Rodda *et al.*, 1999). De acuerdo con la evaluación llevada a cabo en este trabajo, las especies de anfibios y reptiles que en España se ajustan a la definición de invasora son todas aquellas señaladas como tal en las tablas 1, 2 y 3. Se trata de ocho especies de anfibios y 12 de reptiles que ya están naturalizados en España y cuya presencia ya afecta negativamente a la diversidad de especies en algún punto de la Península Ibérica o de cualquiera de los dos archipiélagos. Sin embargo, es preciso añadir que el grado de peligrosidad varía enormemente de una especie a otra, y entre las unidades geográficas consideradas (Península Ibérica, Baleares y Canarias). Proponemos a continuación una categorización práctica de esas especies, de acuerdo con la gravedad de los efectos que produce su presencia.

- Extremadamente Grave. Actualmente, el mayor riesgo de pérdida de biodiversidad atribuible a reptiles o anfibios alóctonos en España se encuentra asociado a la presencia de la culebra real de California (*L. californiae*) en Canarias, a la de la culebra de herradura (*H. hippocrepis*) en Ibiza y Formentera, y a la de los galápagos exóticos que se reproducen espontáneamente en la Península Ibérica y Baleares (*T. scripta* y *Pseudemys* spp.).

- Muy Grave. También se consideran muy graves los efectos que ya ocasionan los ofidios *R. scalaris* y *M. monspessulanus* en Mallorca, Ibiza y Formentera y *H. hippocrepis* en Mallorca. Las ranas verdes ibéricas (*P. perezi*) y las culebras de agua (*N. maura*) afectan gravemente a las pobla-

ciones de ferrerets (*A. muletensis*), y sus poblaciones deben ser controladas al menos en aquellas zonas de Mallorca en las que coinciden.

- Grave. También se considera grave la presencia de anfibios alóctonos de entrada reciente en zonas húmedas de la Península Ibérica, e instamos desde aquí a su control. Incluimos en este grupo a las especies *O. ophryticus* y *X. laevis*, y a las poblaciones introducidas en la Península Ibérica de *M. alpestris*, *L. helveticus*, *T. marmoratus* y *D. pictus* que afecten negativamente a otras especies de anfibios, así como las de *A. obstetricans* introducidas en Menorca. Se considera que los saurios introducidos recientemente pueden tener un efecto negativo sobre los ecosistemas. Se recomienda por eso el control de las poblaciones de *P. algirus* y *T. lepidus* de Mallorca, y las de saurios canarios introducidos en islas de ese archipiélago de las que no son originarios (*G. galloti* y *G. stehlini* en Fuerteventura, *G. atlantica* en Gran Canaria y *Chalcides* spp. en La Palma).

- Menos Grave. Reptiles considerados invasores pero que, hasta la fecha, se encuentran asociados a medios muy alterados y / o restringidos, lo que limita su efecto. Se han incluido en este apartado las especies *R. braminus*, *H. mabouia* o *I. iguana* en Canarias. Resulta recomendable que siempre que sea posible sus poblaciones sean erradicadas; en caso contrario, deberán ser regularmente vigiladas.

Además de todas las especies invasoras, otras podrían llegar a serlo en breve y merecería la pena llevar a cabo un seguimiento adecuado. En este grupo deberían incluirse:

- Las especies que aún no se han naturalizado en España, pero que han sido consideradas invasoras en otros países vecinos y que disponen de hábitats apropiados en España. A este grupo pertenece *L. catesbeianus*.

- Especies habituales en el comercio de animales y la terriofilia, procedentes de países templados y que podrían encontrar en España hábitats apropiados para su naturalización. En este caso estarían todos los quelonios dulceacuícolas comercializables que todavía no han empezado a reproducirse de manera espontánea (géneros *Cheylidra*, *Graptemys*, *Pelodiscus*, *Pseudemys*, *Trachemys*, entre otros), así como todos los ofidios escapistas más habituales entre terrariofilos (especialmente especies del género *Lampropeltis* y *Elaphe guttata*). Un caso especial dentro de este apartado es el de *Ocadia sinensis*, un galápagos asiático que también se comercializó en España después de 1997, y que presenta un elevado riesgo de hibridación con el galápagos leproso (Schilde *et al.*, 2004).

- Cualquier especie ibérica de afinidad mediterránea en Baleares.

- Cualquier lacértido u ofidio naturalizado en Baleares en las islas e islotes que todavía dan cobijo a *P. lilfordi*.

- Cualquier especie de los géneros *Gallotia* y *Chalcides* en islas de Canarias de las que no es originaria.

AGRADECIMIENTOS: Agradecemos a O. Afonso, A. Alonso, A. Andreu, O. Arribas, I. Barroso, J.V. Bataller, C.E. Bazaga, C. Betancor, C. Blázquez, J. Bosch, S. Carranza, M.A. Carretero, P. Castillo, J. Castroviejo, D. Cejudo, E. Collado, P.A. Crochet, C. Diaz-Paniagua, J. Diego, K. Escatllar, L. Estopà, B. Fariña, M. Franch, H. Garrido, P. Geniez, E. González, E. Gracià, C. Herrero, N. Lacomba, A. Martínez-Silvestre, J. Mayol, F. Medina, A. Montori, L. Morel, C. Morici, J.J. Naranjo, J. Oliver, P. Oliver, M. Otero, Á. Padilla, M. Paracuellos, L. Parpal, M.A. Peña, A. Perera, J. Pether, S. Pinya, J.M. Pleguezuelos, I. Ramos, J. Ramos, J.L. Rodríguez, D. Salvi, J. Sánchez, V. Sancho, A. Santana, S. Scholz, E. Tera y J. Urioste la valiosísima información prestada y / o las fotografías inéditas que nos han permitido reproducir. Agradecemos también los datos inéditos sobre reproducción de *P. concinna* en España, obtenidos durante el desarrollo del proyecto LIFE NAT/ES/000529 TRACHEMYS, así como el permiso de reproducción, concedido por el Banco de Imágenes de Doñana (Estación Biológica de Doñana-CSIC), de la foto de las sueltas de tortugas de tierra en Doñana. Las fotografías aéreas pertenecen a la fototeca de Grafcan.

REFERENCIAS

- Aguilar, J.S. 1990. *La Protecció de les tortugues terrestres i marines a les Balears*. Documents Tècnics de Conservació, Servei de Conservació de la Naturalesa. Govern Balear. Palma de Mallorca.
- Alcover, J.A. & Mayol, J. 1981. Especies reliquias d'amfibis i de reptils a les Balears i Pitiüses. *Bolletí de la Societat d'Historia Natural de les Balears*, 25: 151-167.
- Alcover, J.A., Moyá-Solà, S. & Pons-Moyá J. 1981. *Les quimeres del passat. els vertebrats fòssils del Plio-Quaternari de les Balears i Pitiüses*. Editorial Moll. Mallorca.
- Aleman, L. 1974. *La Farmacia en Baleares*. Tesis Doctoral. Universidad de Barcelona. Barcelona.
- Álvarez, C. 2010. *Hemorrhois hippocrepis*. Projecte Bioatles, Servei de Protecció d'Espècies Govern de les Illes Balears. Edició desembre 2010. Palma de Mallorca.
- Álvarez, C., Mateo, J.A., Oliver, J.A. & Mayol, J. 2010. Los ofidios ibéricos de introducción reciente en las Islas Baleares. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 21: 126-131.
- Álvarez, Y., Mateo, J.A., Andreu, A.C., Díaz-Paniagua, C., Díez, A. & Bautista, J.M. 2000. Mitochondrial DNA haplotyping of *Testudo graeca* on both continental sides of the Strait of Gibraltar. *Journal of Heredity*, 91: 39-41.
- Anadón, J.D., Giménez, A., Pérez, I., Martínez, M., Esteve, M.A. 2006. Habitat selection by the spur-thighed tortoise *Testudo graeca* in a multisuccessional landscape: implications for habitat management. *Biodiversity and Conservation*, 15: 2287-2299.
- Andreu, A.C. 2002. *Testudo graeca* Linneo, 1759. 166-167. In: Pleguezuelos, J.M., Márquez, R. & Lizana M. (eds.), *Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España*. Ministerio de Medio Ambiente-Asociación Herpetológica Española. Madrid.
- Andreu, A.C. 2011. Las Tortugas Moras de Doñana, 30 años de estudio. 13-17. In: Mateo, J.A. (ed.), *La Conservación de las Tortugas de Tierra en España*. Servei de Protecció d'Espècies del Govern de les Illes Balears. Palma de Mallorca.
- Andreu, A. & López-Jurado, L.F. 1997. *Testudo graeca*. 178-180. In: Pleguezuelos, J.M. (ed.), *Distribución y biogeografía de los anfibios y reptiles en España y Portugal*. Monografías Tierras del Sur, Universidad de Granada/AHE. Granada.
- Andreu, A.C., Díaz-Paniagua, C. & Keller, C. 2000. La tortuga mora (*Testudo graeca* L.) en Doñana. *Monografías de Herpetología*, 5: 1-70.

- ANSE. 2010. <<http://anseblog.blogspot.com/>> [Consulta: 26 julio 2011].
- Arano, B. & Llorente, G.A. 1995. Hybridogenetic processes involving *Rana perezi*: distribution of the P-RP system in Catalonia. 41-44. In: Llorente, G.A., Montori, A., Santos, X. & Carretero, M.A. (eds.), *Scientia Herpetologica*. Societas Europaea Herpetologica-AHE. Madrid.
- Arano, B., Amutzen, J.W., Herrero, P. & García-París, M., 1991. Genetic differentiation among Iberian populations of the Alpine newt, *Triturus alpestris*. *Amphibia-Reptilia*, 12: 409-421.
- Astruc, M. 1962. Echanges entre Carthage et l'Espagne d'après le témoignage de documents céramiques provenant d'anciennes fouilles. *Revue des Études Anciennes*, 64: 72-73.
- Ayres, C. 2001. *La situación de Trachemys scripta elegans en Galicia*. Informe no publicado, Asociación Herpetológica Española. Vigo.
- Barbadillo, L.J. (2002). *Triturus helveticus* (Razoumowski, 1789). 64-66. In: Pleguezuelos, J.M., Márquez, R. & Lizana, M. (eds.), *Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España*. Ministerio de Medio Ambiente-Asociación Herpetológica Española. Madrid.
- Barceló, F. 1876. Catálogo de los Reptiles y de los Moluscos terrestres y de agua dulce observados en las Islas Baleares. *Museo Balear*, 3: 201-210.
- Barquín, J. & Martín, A. 1982. Sobre la presencia de *Gallotia atlantica* en Gran Canaria. *Doñana, Acta Vertebrata*, 9: 377-380.
- Berg, M.P. van den & Zawadzki, M. 2010. Wiederentdeckung einer für ausgestorben geglaubten Population der Baleareneidechse, *Podarcis lilfordi* (Günther, 1874) auf Illa de Ses Mones (Menorca, Balearen, Spanien) in Sympatrie mit der Ruineneidechse, *Podarcis siculus* (Rafinesque-Schmaltz, 1810). *Die Eidechse*, 21: 65-74.
- Bertolero, A. 2000. Suivi de la population de cistude *Emys orbicularis*, dans le Delta de l'Ebre (NE Espagne). *Chelonii*, 2: 63-68.
- Bertolero, A., Oro, D. & Besnard, A. 2007. Assessing the efficacy of reintroduction programmes by modelling adult survival: the example of Hermann's tortoise. *Animal Conservation*, 10: 360-368.
- Bertolero, A., Pretus, J.L. & Massana, M. 2011. Características genéticas y demográficas de las poblaciones de Tortuga Mediterránea en Menorca. 41-45. In: Mateo, J.A. (ed.), *La Conservación de las Tortugas de Tierra en España*. Servei de Protecció d'Espècies del Govern de les Illes Balears. Palma de Mallorca.
- Blasco, M. 1997. *Chamaeleo chamaeleon*. 190-192. In: Pleguezuelos, J.M. (ed.), *Distribución y biogeografía de los anfibios y reptiles en España y Portugal*. Monografías Tierras del Sur, Universidad de Granada/AHE. Granada.
- Blázquez, C., Mateo, J.A. & López-Jurado, L.F. 1998. El Parque Natural de la sierra de Grazalema. 26-28. In: Santos, X., Carretero, M.A., Llorente, G.A. & Montori, A. (eds.), *Inventario de las Áreas Importantes para los Anfibios y Reptiles de España*. Colección Técnica, Ministerio Medio Ambiente. Madrid.
- Boletín Oficial de Gipuzkoa. 2006. Orden Foral de 21 del 12 de 2006. <<https://ssl4.gipuzkoa.net/castell/bog/2006/02/21/c0601632.htm>> [Consulta: 1 junio 2011].
- Böhme, W. 2000. When does a foreign species deserve a "permit of residence"? *Ethology, Ecology, and Evolution*, 12: 326-328.
- Bons, J. & Geniez, P. 1996. *Anfibios y Reptiles de Marruecos (incluido el Sáhara Occidental)*, Atlas Biogeográfico. Asociación Herpetológica Española. Barcelona.
- Boscá, G. 1881. Catalogue des reptils et amphibiens de la Péninsule Ibérique et des îles Baléares. *Bulletin de la Société Zoologique de France*, 5: 240-287.
- Boscá, G. 1883. Exploración herpetológica de la isla de Ibiza. *Anales de la Sociedad Española de Historia Natural*, 12: 241-250.
- Bosch, J. 2003. Nuevas amenazas para los anfibios: enfermedades emergentes. *Munibe*, 16: 55-71.
- Boulenger, G.A. 1887. *Catalogue of the Lizards of the British Museum* (Natural History), 3. Taylor & Francis Edit. London.
- Boulenger, G. A. 1920. *Monograph of the Lacertidae*. British Museum (Natural History). London.
- Braitmayer, N. 1998. Morphometrische und molekularbiologische Untersuchungen zum Unterartstatus der Europäischen Sumpfschildkröte (*Emys orbicularis* L., 1758) auf der Baleareninsel Menorca. Tesis Licenciatura. Universidad de Hohenheim. Stuttgart.
- Braitmayer, N., Fritz U., Mayol J. & Pich A. 1998. Die Europäischen Sumpfschildkröten (*Emys orbicularis*) Menorcas. *Elaphe*, 6: 57-60.
- Bruekers, J. 2007. Wiederentdeckung von *Podarcis pityusensis pityusensis* in Barcelona. *Die Eidechse*, 18: 79-84.
- Bugoni, L. & Welff-Neto, P. 2008. *Hemidactylus mabouia* (Tropical House gecko.) Human-Induced Introduction. *Herpetological Review*, 39:226-227.
- Busack, S.D. 1977. Zoogeography of amphibians and reptiles in Cádiz province, Spain. *Annals of the Carnegie Museum*, 46: 285-316.
- Busack, S. & Mc Coy, C.J. 1990. Distribution, variation and Biology of *Macroprotodon cucullatus* (Reptilia, Colubridae, Boiginae). *Annals of the Carnegie Museum*, 59: 261-285.
- Cabana, M. & Fernández, D. 2010. Nueva vía de entrada de rana toro (*Lithobates catesbeianus*) en la Península Ibérica. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 21: 101-104.
- Cadi, A., & Joly, P. 2003. Competition for basking places between the endangered European turtle (*Emys orbicularis galloitalica*) and the introduced slider turtles (*Trachemys scripta elegans*). *Canadian Journal of Zoology*, 81: 1392-1398.
- Cadi, A. & Joly, P. 2004. Impact of the introduction of the reared slider (*Trachemys scripta elegans*) on survival rates of European pond turtle (*Emys orbicularis*). *Biodiversity and Conservation*, 13: 2511-2518.
- Carranza, S. & Arnold, E.N. 2006. Systematics, biogeography and evolution of *Hemidactylus* geckos (Reptilia: Gekkonidae) elucidated using mitochondrial DNA sequences. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 38: 531-545.
- Carranza, S., Arnold, E.N., Wade, E. & Fahd, S. 2004. Phylogeography of the false smooth snakes, *Macroprotodon* (Serpentes, Colubridae): mitochondrial DNA sequences show European populations arrived recently from Northwest Africa. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 33: 523-532.
- Carranza, S., Arnold, E.N. & Pleguezuelos, J.M. 2006. Phylogeny, biogeography and evolution of two Mediterranean snakes, *Malpolon monspessulanus* and *Hemorrhhois hippocreps* (Squamata, Colubridae), using mtDNA sequences. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 40: 532-546.

- Carrera, D. & Pons, P. 2010a. Importancia de les basses temporals per a la conservació de dels amfibis Menorquins. 327-363. In: Fraga P., Estaún, I. & Cardona, E. (eds.), *Bases Temporal Mediterrànies*. Consell Insular de Menorca / Institut Menorquí d'Estudis. Maó.
- Carrera, D. & Pons, P. 2010b. *Hyla meridionalis*. Projecte Bioatles, Servei de Protecció d'Especies Govern de les Illes Balears. Edició desembre 2010. Palma de Mallorca.
- Carretero, M.A. 1992. Reintroduction of *Panmodromus hispanicus* in a coastal sand area of NE Spain. 107-113. In: Korsos, Z. & Kiss, I. (eds.), *Proceedings of the Sixth Ordinary General Meeting of the Societas Europaea Herpetologica*. Societas Europaea Herpetologica. Budapest.
- Carretero, M.A., Arribas, O., Llorente, G.A., Montori, A., Fontanet, X., Llorente, C., Santos, X. & Rivera, J. 1991. Una població de *Podarcis pityusensis* en Barcelona. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 2: 18-19.
- Carretero, M.A., Ayllón, E. & Llorente, G.A. 2011. Lista patrón de los anfibios y reptiles de España (actualizada a julio de 2011). <<http://www.herpetologica.es/attachments/article/112/Nueva%20Lista%20Patrón%202011.pdf>> [Consulta: 15 agosto 2011].
- Castillo, C., Casillas, R., Ahijado, A., Gutiérrez, M. & Martín-González, E. 2001. Síntesis geológica y paleontológica de la isla de Fuerteventura. *Revista Española de Paleontología*, 0: 59-80.
- Castroviejo, J., Mateo, J.A. & Collado, E. 1985. Sobre la sistemática de *Gallotia atlantica* (Peters y Doria, 1882). *Doñana, Acta Vertebrata, Publicación Occasional*: 1-85.
- Chil y Naranjo G. 1876. *Estudios Históricos de las Islas Canarias*. Imprenta Isidro Miranda. Las Palmas de Gran Canaria.
- Corti, C. 2006. *Podarcis sicula*. 486-489. In: Sindaco, R., Doria, G., Razzetti, E. & Bernini, F. (eds.), *Atlante degli anfibii e dei rettili d'Italia. Atlas of italian amphibians and reptiles*. Polistampa. Firenze.
- Crochet, P.A., Dubois, A., Ohler, A. & Tunner, H. 1995. *Rana (Pelophylax) ridibunda* Pallas, 1771, *Rana (Pelophylax) perezii* Seoane, 1885 and their associated klepton (Amphibia, Anura) morphological diagnoses and description of a new taxon. *Bulletin du Musée National d'Histoire Naturelle*, 17: 11-30.
- Delaugerre, M. & Cheylan, M. 1994. *Batraciens et reptiles de Corse*. Parc Naturel Régional de Corse-EPHE. Montpellier.
- De Roa, E. & Roig, J.M. 1998. Puesta en hábitat natural de la tortuga de Florida (*Trachemys scripta elegans*) en España. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 9: 48-50.
- Díaz-Paniagua, C., Cuadrado, M., Gaona, P., Mateo, J.A., Blázquez, M.C., Andreu, A.C., Keller, C. & Gómez J.J. 1999. *Estudio de las poblaciones de camaleón común (Chamaeleo chamaeleon) en Andalucía: bases para el manejo y conservación de la especie. Parte I. Biología y dinámica de las poblaciones*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía. Sevilla.
- Díaz-Paniagua, C., Pérez-Santigosa, N., Hidalgo-Vila, J. & Porthault, A. 2005. *Bases científicas para la elaboración de un programa de erradicación de galápagos exóticos introducidos en el medio natural*. Informe técnico no publicado. Consejería de Medio Ambiente Junta de Andalucía- CSIC. Sevilla.
- Duguy, R. & Knoepfler, L.Ph. 1958. Reptiles et batraciens des environs de Banyuls. *Vie et Milieu*, 9: 129-131.
- Düringen, B. 1897. *Deutschlands Amphibien und Reptilien*. Creutz. Magdeburg.
- Esteban, I., Filella, E., García-París, M., G.O.B. Menorca, Martín, C., Pérez-Mellado, V. & Zapirain, E.P. 1994. Atlas provisional de la distribución geográfica de la herpetofauna de Menorca (Islas Baleares, España). *Revista Española de Herpetología*, 8: 19-28.
- Fernández de la Cigoña, E. 1991. *Illas de Galicia: Cies, Ons, Sálvora, Tambo, San Simón e Cortegada*. Xerais. Vigo.
- Ficetola, G.F., Thuiller, W. & Miaud, C. 2007. Prediction and validation of the potential global distribution of a problematic alien invasive species – the American bullfrog. *Diversity and Distributions*, 13: 476-485.
- Ficetola, G.F., Thuiller, W. & Padoa-Schioppa, E. 2009. From introduction to the establishment of alien species: bioclimatic differences between presence and reproduction localities in the slider turtle. *Diversity and Distributions*, 15: 108-116.
- Fontelles, F., Guixé, D., Martínez-Silvestre, A., Soler, J. & Villero, D. 2011. Hallada población introducida de *Ommatotriton ophryticus* en el Prepirineo catalán. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 22: En prensa.
- Fradet, V. & Geniez, P. 2004. La répartition du Discoglossus peint *Discoglossus pictus* Orth, 1837 (Amphibien, Anoure, Discoglossidés) dans le Sud de la France: note sur sa présence dans le département de l'Hérault. *Bulletin de la Société herpétologique de France*, 109: 35-41.
- Fritz, U., Pieh, A., Lenk, P., Mayol, J., Sätelle, B. & Wink, M. 1998. Is *Emys orbicularis* introduced on Mallorca? *Mertensiella*, 10: 123-133.
- Fritz, U., Auer, M., Bertolero, A., Cheylan, M., Fattizzo, T., Hundsdörfer, A.K., Martín, M., Pretus, J.L., Široký, P. & Wink, M. 2006. A rangewide phylogeography of Hermann's tortoise, *Testudo hermanni* (Reptilia: Testudines: Testudinidae): implications for taxonomy. *Zoologia Scripta*, 35: 531-543.
- Fritz, U., Harris, D.J., Fahd, S., Rouag, R., Gracià, E., Giménez, A., Široký, P., Kalbousi, M., Jdeidi, T.B. & Hundsdörfer, A.K. 2009. Mitochondrial phylogeography of *Testudo graeca* in the Western Mediterranean: Old complex divergence in North Africa and recent arrival in Europe. *Amphibia-Reptilia*, 30: 63-80.
- Fuller, P.L. 2003. Freshwater aquatic vertebrates introductions in the United States: pattern and pathways. 123-152. In: Ruiz, G.M. & Carlton, J.T. (eds.), *Invasive Species: Vectors and Management Strategies*. Island Press. Washington DC.
- García-París, M. 1991. Primeros datos sobre *Rana catesbeiana* Shaw, 1802 (Anura: Ranidae) en España. *Revista Española de Herpetología*, 5: 89-92.
- García-París, M. & Martín, C. 1987. Herpetofauna del área urbana de Madrid. *Revista Española de Herpetología*, 2: 131-144.
- García-Márquez, M. & Mateo, J.A. 2002. *Gallotia atlantica* (Peters & Doria, 1882). 196-197. In: Pleguezuelos, J.M., Márquez, R. & Lizana, M. (eds.), *Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España*. Ministerio de Medio Ambiente-Asociación Herpetológica Española. Madrid.
- García-Porta, J. 2001. *Testudo hermanni* en el plioceno inferior de Cueva Victoria (Murcia): El registre més antic de l'espècie a la

- Península Ibérica. *IV Jornades Catalanes d'Herpetologia, Barcelona. Societat Catalana d'Herpetologia, Llibre de Resums.*
- García-Porta, J., Bargalló, F., Fernández, M., Filella, E. & Rivera, X. 2001. Nueva población introducida de *Podarcis pityusensis* en la península ibérica. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 12: 59-62.
- Gasc, J.P., Cabela, A., Crnobrnja-Isailovic, J., Dolmen, D., Grossenbacher, K., Haffner, P., Lescure, J., Martens, H., Martínez Rica, J.P., Maurin, H., Oliveira, M.E., Sofianidou, T.S., Veith, M. & Zuiderwilt A. (eds.). 1997. *Atlas of Amphibians and Reptiles in Europe*. Societas Europaea Herpetologica - Muséum National d'Histoire Naturelle. Paris.
- Geniez, P. 2002. *Hemidactylus turcicus* L. 1758. In: Pleguezuelos, J.M., Márquez, R. & Lizana, M. (eds.), *Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España*. Ministerio de Medio Ambiente-Asociación Herpetológica Española. Madrid.
- Gervais, P. 1845. Reptiles des Iles Canaries. 1-8. In: Webb, F.L.P. & Berthelot, S. (eds.), *Histoire Naturelle des Îles Canaries*, vol. II. Béthune Éditeur. Paris.
- Gherardi, F. 2000. Are non-indigenous species "ecological malignancies"? *Ethology, Ecology and Evolution*, 12: 323-325.
- Gómez de Berrazueta, J.M., Fernández, A.M., González, C.D. & González, A. 2009. Un polizón en un saco de patatas: transporte accidental de *Mauremys leprosa* desde Sevilla a Cantabria. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 20: 111-112.
- González, P., Pinto, F., Nogales, M., Jiménez-Asensio, J., Hernández, M. & Cabrera, V.M. 1996. Phylogenetic relationships of the Canary Islands endemic lizard genus *Gallotia* (Sauria: Lacertidae), inferred from mitochondrial DNA sequences. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 6: 63-71.
- Gracià, E., Giménez, A., Anadón, J.D., Botella, F., García-Martínez, S. & Marín, M. 2011. Genetic patterns of a range expansion: the spur-thighed tortoise *Testudo graeca graeca* in Southeastern Spain. *Amphibia-Reptilia*, 32: 49-61.
- Granados-Corona, M. 1987. *Transformaciones históricas de los ecosistemas del Parque Nacional de Doñana*. Tesis Doctoral. Universidad de Sevilla. Sevilla.
- Guicking, D., Griffiths, R.A., Moore, R.D., Joger, U., Wink, M. 2005. Introduced alien or persecuted native? Resolving the origin of the viperine snake (*Natrix maura*) on Mallorca. *Biodiversity and Conservation*, 15: 3045-3054.
- Harris, D.J., Batista, V., Carretero, M.A. & Ferrand, N. 2004. Genetic variation in *Tarentola mauritanica* (Reptilia: Gekkonidae) across the Strait of Gibraltar derived from mitochondrial and nuclear DNA sequences. *Amphibia-Reptilia*, 25: 451-459.
- Heenan, P.B., Breitwieser, I., Glenn, D.S., de Lange, P.J. & Brownsey, P.J. 1998. Checklist of dicotyledons and pteridophytes naturalised or casual in New Zealand: additional records 1994-96. *New Zealand Journal of Botany*, 36: 155-162.
- Hidalgo-Vila, J. 2006. *Hematología y perfil bioquímico sanguíneo en las especies de galápagos Mauremys leprosa y Emys orbicularis. Aspectos sanitarios y evaluación de la introducción de la especie exótica Trachemys scripta elegans sobre la fauna autóctona*. Tesis Doctoral. Universidad de Sevilla. Sevilla.
- IUCN. 1998. *Guía para reintroducciones de la UICN*. UICN. Gland & Cambridge.
- IUCN. 2010. *IUCN Redlist Index; Guidance for National and Regional use*. Species Survival Commission. Gland.
- Jardón, M. 2010. Más de 4500 ejemplares de tortuga de Florida han sido retirados de los humedales valencianos. <<http://www.nosoyundominguero.es/ultimahora/mas-de-4500-ejemplares-de-tortuga-de-florida-han-sido-retirados-de-los-humedales-valencianos.html>> [Consulta: 1 julio 2011].
- Keller, C. & Andreu, A. 2002. *Emys orbicularis*. 137-142. In: Pleguezuelos, J.M., Márquez, R. & Lizana, M. (eds.), *Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España*. Ministerio de Medio Ambiente-Asociación Herpetológica Española. Madrid.
- Knoepfler, L.P. 1962. Contribution à l'étude du genre *Discoglossus* (Amphibiens, Anoures). *Vie et Milieu*, 13: 1-94.
- Kraus, F. 2009. *Alien Reptiles and Amphibians: a Scientific Compendium and Analysis. Invading nature: Springer Series in Invasion Ecology*, 4. Springer Science & Business Media B.V. Dordrecht.
- Lever, C. 2003. *Naturalized amphibians and reptiles of the world*. Oxford Biology. NY.
- Lizana, M. 2002. *Bufo bufo* (Linnaeus, 1758). 103-106. In: Pleguezuelos, J.M., Márquez, R. & Lizana, M. (eds.), *Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España*. Ministerio de Medio Ambiente-Asociación Herpetológica Española. Madrid.
- Llorente, G. A., Montori, A., Santos, X. & Carretero, M.A. 2002a. *Testudo hermanni*. 91-93. In: Pleguezuelos, J.M., Márquez, R. & Lizana, M. (eds.), *Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España*. Ministerio de Medio Ambiente-Asociación Herpetológica Española. Madrid.
- Llorente, G.A., Montori, A., Santos, X. & Carretero, M.A. 2002b. *Discoglossus pictus*. 151-153. In: Pleguezuelos, J.M., Márquez, R. & Lizana, M. (eds.), *Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España*. Ministerio de Medio Ambiente-Asociación Herpetológica Española. Madrid.
- Lope, M.J. & Cuadrado, J.A. 1985. Nota sobre la presencia de tritón alpino (*Triturus alpestris*) en el centro de la Península Ibérica. *Doñana, Acta Vertebrata*, 12: 317-318.
- López-Jurado, L.F. 1985. Los reptiles fósiles de la Isla de Gran Canaria. *Bonner zoologischer Beiträge*, 36: 355-364.
- López-Jurado, L.F., Talavera-Torralva, P.A., Ibañez-González, J.M., MacIvor, J.A., García-Alcázar, A. 1979. Las tortugas terrestres *Testudo graeca* y *Testudo hermanni* en España. *Naturalia Hispanica*, 17: 1-61.
- López-Jurado, L.F., Peña, M.A. & Mateo, J.A. 2006. La culebrilla ciega de las macetas (*Ramphotyphlops braminus*), una nueva especie introducida en el archipiélago canario. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 17: 18-20.
- Lövei G.L. 1997. Global change through invasion. *Nature*, 388: 627-628.
- Lowe S., Browne M., Boudjelas S. & De Poorter, M. 2000. *100 of the World's worst invasive alien species. A selection from the Global Invasive Species Database*. The Invasive Species Specialist Group (ISSG) a specialist group of the Species Survival Commission (SSC) of the World Conservation Union (IUCN). Auckland.
- Luiselli, L., Capula, M., Capizi, D., Philippi, E., Trujillo, V. & Anibaldi, C. 1997. Problems for conservation of pond turtles (*Emys orbicularis*) in Central Italy: is the introduced red-eared

- turtle (*Trachemys scripta elegans*) a serious threat? *Chelonian Conservation and Biology*, 2: 417-419.
- Machado, A.A. 1859. Erpetología hispalense; seu Catalogus Metodicus Reptilium et Amphibiorum in provincia Hispalensi viventium. *Memorias de la Real Academia de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales de Madrid*, ser. 3, 2: 561-573.
- Maluquer, J. 1918. Notas herpetológicas: 111; La *Testudo graeca* en Formentera. *Boletín de la Real Sociedad Española de Historia Natural*, 18: 402-406.
- Manchester, S.J. & Bullock, J.M. 2000. The impacts of non-native species on UK biodiversity and the effectiveness of control. *Journal of Applied Ecology*, 37: 845-864.
- Martínez-Rica, J.P. 1965. Exploración de las islas Pitiusas. Gecónidos. *Miscelánea Zoológica*, 2: 133-137.
- Martínez-Rica, J.P. 1974. Contribución al estudio de la biología de los gekónidos ibéricos. *Publicaciones del Centro Pirenaico de Biología Experimental*, 5: 1-291.
- Martínez-Rica, J.P. 1989. Atlas Provisional de los Anfibios y Reptiles de España y Portugal (APAREP). Presentación y Situación Actual. *Monografías de Herpetología*, 1: 1-73.
- Martínez-Silvestre, A., Hidalgo-Vila, J., Pérez-Santigosa, N. & Díaz-Paniagua, C. 2011. Galápagos de Florida – *Trachemys scripta*. In: Salvador, A., Marco, A. (eds.), *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. <<http://www.vertebradosibericos.org/>> [Consulta: 1 de julio de 2011].
- Martínez-Solano, I. 2006. Atlas de distribución y estado de conservación de los anfibios de la Comunidad de Madrid. *Gnaellisia*, 62 (número extraordinario): 253-291.
- Martínez-Solano, I., Bosch, J. & García-París, M. 2003. Demographic trends and community stability in a montane amphibian assemblage. *Conservation Biology*, 17: 238-244.
- Martínez-Solano, I., Gonçalves, H.A., Arntzen, J.W. & García-París, M. 2004. Phylogenetic relationships and biogeography of midwife toads (Discoglossidae: *Alytes*). *Journal of Biogeography*, 31: 603-618.
- Massius, P. 1999. Erstnachweis von *Psammotromus algirus* aus Mallorca. *Die Eidechse*, 10: 64.
- Mateo, J.A. 1997. Las especies introducidas en la península Ibérica, Baleares, Canarias, Madeira y Azores. 465-475. In: Pleguezuelos, J.M. (ed.), *Distribución y biogeografía de los anfibios y reptiles en España y Portugal*. Monografías Tierras del Sur, Universidad de Granada/AHE. Granada.
- Mateo, J.A. 2001. Geco magrebí, *Sauromodotylus mauritanicus*. 67. In: Franco, A. & Rodríguez de los Santos, M. (eds.), *Libro Rojo de los Vertebrados Amenazados de Andalucía*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía. Sevilla.
- Mateo, J.A. 2010. Serp Blanca, *Rhinechis scalaris* (Schinz, 1822). Projecte Bioatles, Servei de Protecció d'Espècies Govern de les Illes Balears. Edició desembre 2010. Palma de Mallorca.
- Mateo, J.A. & López-Jurado, L.F. 1994. Variaciones en el color de los lagartos ocelados; aproximación a la distribución de *Lacerta lepida nevadensis* Buchholz 1963. *Revista Española de Herpetología*, 8: 29-35.
- Mateo, J.A. & López-Jurado, L.F. 1997. *Gallotia atlantica*. 402-404. In: Pleguezuelos, J.M. (ed.), *Distribución y biogeografía de los anfibios y reptiles en España y Portugal*. Monografías Tierras del Sur, Universidad de Granada/AHE. Granada.
- Mateo, J.A., Pleguezuelos, J.M., Fahd, S., Geniez, P. & Martínez, J. 2004. *Los reptiles y anfibios a uno y otro lado del Estrecho de Gibraltar*. Institutos de Estudios Ceutíes. Ceuta.
- Mateo, J.A., Oliver, J.A. & Mayol, J. 2011. Las translocaciones de tortugas de tierra en Mallorca, treinta años de manejo y liberaciones. 51-56. In: Mateo, J.A. (ed.), *La Conservación de las Tortugas de Tierra en España*. Servei de Protecció d'Espècies del Govern de les Illes Balears. Palma de Mallorca.
- Mayol, J. 1979. Presencia de Geconids (Rept., Sauria) als illots balears. *Mayurqa*, 17: 167-173.
- Mayol, J. 2003. *Rèptils i amfibis de les Balears*. Manuals d'Introducció a la Natura, 6. Editorial Moll. Palma de Mallorca.
- Mayol, J. 2005. El sapito resucitado por la ciencia y salvado por la conservación. 117-133. In: Jiménez, I. & Delibes, M. (eds.), *Al Borde de la Extinció*. EVREN. Valencia.
- Medina, F.M. 2003. Nuevos datos sobre la introducción de vertebrados exóticos en la isla de La Palma. 155-161. In: Rodríguez-Luengo, J.L. (ed.), *Control de Vertebrados Invasores en Islas de España y Portugal*. Consejería de Medio Ambiente y Ordenación Territorial del Gobierno de Canarias. Santa Cruz de Tenerife.
- Medina, F.M. 2010a. *Chalcides sexlineatus bistratus*. *Herpetological Review*, 41: 106.
- Medina, F.M. 2010b. *Chalcides viridanus*. *Herpetological Review*, 41: 106.
- Meijide, M. 1981. Una nueva población de *Lacerta sicula* Rafinesque para el norte de España. *Doñana, Acta Vertebrata*, 8: 304-305.
- Mertens, R. 1926. Herpetologische Mitteilungen VIII-XV. *Senckenbergiana*, 8: 137-155.
- Mertens, R. 1929. *Lacerta (Scelarcis) perspicillata* Duméril et Bibron – eine für Europa neue Eidechse. *Zoologischer Anzeiger Leipzig*, 85: 1-2.
- Mercant, J. 2008. *Historia de la Farmacoterapia: Siglos XVIII y XIX. La farmacia monástica de la Real Cartuja de Valldemossa*. Tesis Doctoral. Universidad Autónoma de Barcelona. Barcelona.
- Mercant, J. 2009. Aportación a la historia de la farmacoterapia: las cartelas de los contenedores de medicamentos de la farmacia de la Real Cartuja de Valldemossa. *Medicina Balear*, 24: 16-28.
- Montori, A., Llorente, G.A., Richter-Boix, A., Villero, D., Franch, M. & Garriga, N. 2007. Colonización y efectos potenciales de la especie invasora *Discoglossus pictus* sobre las especies nativas. *Munibe*, 25: 14-27.
- Morales-Pérez, J.V. & Sanchis, A. 2009. The Quaternary fossil record of the Genus *Testudo* in the Iberian Peninsula. Archaeological implications and diachronic distribution in the western Mediterranean. *Journal of Archaeological Science*, 36: 1152-1162.
- Müller, L. 1905. Ein neuer Fundort der *Lacerta serpa* Raf. *Zoologischer Anzeiger*, 28: 502-504.
- Muntaner, J. 2006. *Bufo viridis* ssp. *balearica* Boettger 1880. Projecte Bioatles, Servei de Protecció d'Espècies Govern de les Illes Balears. Edició Maig 2006. Palma de Mallorca.
- Naranjo, J.J., Nogales, M. & Quilis, V. 1991. Sobre la presencia de *Gallotia stehlini* en la isla de Fuerteventura (Canarias) y datos preliminares de su alimentación. *Revista Española de Herpetología*, 6: 45-48.
- Nauelleau, G. & Schätti, B. 1997. *Natrix mauna*. 368-369. In: Gasc, J.P., Cabela, A., Crnobrnja-Isailovic, J., Dolmen, D.,

- Grossenbacher, K., Haffner, P., Lescure, J., Martens, H., Martínez Rica, J.P., Maurin, H., Oliveira, M.E., Sofianidou, T.S., Veith, M. & Zuidervilj, A. (eds.), *Atlas of Amphibians and Reptiles in Europe*. Societas Europaea Herpetologica - Muséum National d'Histoire Naturelle. Paris.
- Oliver, J. & Vicens, P. 2007. *Psammotromus algerus*. Projecte Bioatles, Servei de Protecció d'Espècies Govern de les Illes Balears. Edició Agost 2007.
- Oliver, J.A. & Álvarez, C. 2010. Rèptils i Amfibis introduïts a les Balears. 53-57. In: Álvarez C. (ed.), *Seminari sobre Espècies introduïdes i Invasores a les Illes Balears*. Conselleria de Medi Ambient i Mobilitat, Govern de les Illes Balears. Sóller.
- Olmedo, G. 1997. *Podarcis sicula*. 246-248. In: Pleguezuelos, J.M. (ed.), *Distribución y biogeografía de los anfibios y reptiles en España y Portugal*. Monografías Tierras del Sur, Universidad de Granada/AHE. Granada.
- Palerm, J.C. 1997. Atlas dels amfibis i rèptils de l'illa d'Eivissa (Illes Pitiüses). *Bolletí de la Societat d'Història Natural de les Balears*, 40: 17-45.
- Paracuellos, M., González-Miras, E., Rodríguez, A., Alesina, J.J. & Nevado, J.C. 2005. On the presence of geckos (Squamata: Gekkota: Gekkonidae) on Alborán Island (Western Mediterranean). *Zoologica Baetica*, 16: 141-146.
- Paulo, O.S., Pinto, I., Bruford, M.W., Jordan, W.C. & Nichols, R.A. 2002. The double origin of Iberian peninsular chamaeleons. *Biological Journal of the Linnean Society*, 75: 1-7.
- Perera, A. 2002. *Lacerta perspicillata* (Duméril & Bibron, 1839). 231-232. In: Pleguezuelos, J.M., Márquez, R. & Lizana, M. (eds.), *Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España*. Ministerio de Medio Ambiente-Asociación Herpetológica Española. Madrid.
- Pérez-Ibarra, I. 2007. *Aspectos sociales y culturales de la conservación de especies: el caso de la tortuga mora en el Sureste Ibérico*. Tesis Doctoral. Universidad Miguel Hernández. Elche.
- Pérez-Mellado, V. 2002. *Podarcis sicula* (Rafinesque, 1810). Lagartija italiana. 257-259. In: Pleguezuelos, J.M., Márquez, R. & Lizana, M. (eds.), *Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España*. Ministerio de Medio Ambiente-Asociación Herpetológica Española. Madrid.
- Pérez-Mellado, V. 2005. Els rèptils. In: Vidal Hernández, J.M. (ed.), *Enciclopèdia de Menorca. V. Vertebrats. Volumen 2*. Obra Cultural de Menorca. Maó.
- Pérez-Mellado, V. 2009. *Les Sargantanes de les Balears*. Quaderns de Natura de les Balears, Edicions Documenta Balear. Palma de Mallorca.
- Pérez-Santigosa, N., Díaz-Paniagua, C., Hidalgo-Vila, J., Marco, A., Andreu, A. & Porthault, A. 2006. Características de dos poblaciones reproductoras del Galápagos de Florida, *Trachemys scripta elegans*, en el suroeste de España. *Revista Española de Herpetología*, 20: 5-16.
- Peters, W. & Doria, G. 1882. Le crociere dell'Yacht Corsaro del capitano armatore Enrico d'Alberis. I. Note erpetologiche e descrizione di una nuova specie di *Lacerta* delle Isole Canarie. *Annali del Museo Civico di Storia Naturale di Genova*, 18: 431-434.
- Pether, J. & Mateo, J.A. 2007. La Culebra Real (*Lampropeltis getulus*) en Gran Canaria, otro caso preocupante de reptil introducido en el Archipiélago Canario. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 18: 20-23.
- Pether, J., Tersa, E. & Mateo, J.A. 2009. *Evaluación de las poblaciones de reptiles canarios introducidos en islas de las que no son originarios*. Informe no publicado, Consejería de Medio Ambiente, Gobierno de Canarias. La Laguna.
- Pinya, S. 2007. *Emys orbicularis*. Projecte Bioatles, Servei de Protecció d'Espècies Govern de les Illes Balears. Edició desembre 2007. Palma de Mallorca.
- Pinya, S. 2011. Situación actual de la Tortuga Mora (*Testudo graeca* L.) en la Isla de Mallorca. 3-8. In: Mateo, J.A. (ed.), *La Conservación de las Tortugas de Tierra en España*. Servei de Protecció d'Espècies del Govern de les Illes Balears. Palma de Mallorca.
- Pinya, S. & Carretero, M.A. 2011. The Balearic herpetofauna: a species update and a review on the evidence. *Acta Herpetologica*, 6: 59-80.
- Pinya, S., Parpal, L. & Sunyer, J.R. 2007. Sobre la presència de tortugues d'aigua al·lòctones d'introducció recent a l'illa de Mallorca. *Bolletí de la Societat d'Història Natural de les Balears*, 50: 209-216.
- Pinya, S., Cuadrado, E. & Trenado, S. 2008a. Presencia de *Mauremys leprosa* (Schweizer, 1812) en el Parque Natural de S'Albufera de Mallorca. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 19: 83-84.
- Pinya, S., Cuadrado, E. & Trenado, S. 2008b. *Actuacions per al desenvolupament del Pla de Conservació de la Tortuga mora (Testudo graeca)*. Informe Técnico no Publicado del Centre d'Estudi i Conservació Herpetològic, para Conselleriade Medi Ambient del Govern de les Illes Balears. Palma de Mallorca.
- Planas, B. 1992. *Estudio preliminar de la población de sapo verde, Bufo viridis, en Ibiza*. Informe CAIB, documento inédito. Palma.
- 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*. Ministerio de Medio Ambiente-Asociación Herpetológica Española. Madrid.
- Pleguezuelos, J.M. & Feriche, M. 2002. *Coluber hippocrepis*. 266-268. In: Pleguezuelos, J.M., Márquez, R. & Lizana, M. (eds.), *Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España*. Ministerio de Medio Ambiente-Asociación Herpetológica Española. Madrid.
- Pleguezuelos, J.M. & Fernández-Cardenete, J.R. 2002. *Macroprotodon cucullatus*. 281-283. In: Pleguezuelos, J.M., Márquez, R. & Lizana, M. (eds.), *Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España*. Ministerio de Medio Ambiente-Asociación Herpetológica Española. Madrid.
- Pleguezuelos, J.M. & Honrubia, S. 2002. *Elaphe scalaris*. 287-289. In: Pleguezuelos, J.M., Márquez, R. & Lizana, M. (eds.), *Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España*. Ministerio de Medio Ambiente-Asociación Herpetológica Española. Madrid.
- Pleguezuelos, J.M., Márquez, R. & Lizana, M. (eds.). 2002. *Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Asociación Herpetologica Española (2ª impresión). Madrid.
- Podnar, M., Mayer, W. & Trvrković, N. 2005. Phylogeography of the Italian wall lizard, *Podarcis sicula*, as revealed by mitochondrial DNA sequences. *Molecular Ecology*, 14: 575-588.

- Polo-Cavia, N., López, P. & Martín, J. 2008. Interspecific differences in responses to predation risk may confer competitive advantages to invasive freshwater turtle species. *Ethology*, 114: 115-123.
- Polo-Cavia, N., López, P. & Martín, J. 2009. Interspecific differences in heat exchange rates may affect competition between introduced and native freshwater turtles. *Biological Invasions*, 11: 1755-1765.
- Polo-Cavia, N., López, P. & Martín, J. 2010. Competitive interactions during basking between native and invasive freshwater turtle species. *Biological Invasions*, 12: 2141-2152.
- Poveda, J.C. 2000. *Distribución y Ecología del camaleón común, Chamaeleo chamaeleon (Linnaeus 1758) en la provincia de Granada*. Tesis de Licenciatura. Universidad de Granada. Granada.
- Puche, J., Mateo, J.A., Blázquez, C. & López-Jurado, L.F. 1998. El Parque Natural de los Alcornocales. 23-25. In: Santos, X., Carretero, M.A., Illorente, G.A. & Montori, A. (eds.), *Inventario de las Áreas Importantes para los Anfibios y Reptiles de España*. Colección Técnica, MIMAM. Madrid.
- Pyron, R.A. & Burbrink, F.T. 2009. Systematics of the Common Kingsnake (*Lamppropeltis getula*; Serpentes: Colubridae) and the burden of heritage in taxonomy. *Zootaxa*, 2241: 22-32.
- Pyšek, P., Hulmes, P.E. & Nentwig, W. 2009. Glossary of the main terms used in the Handbook. 375-379. In: Drake, J.A. (ed.), *Handbook of alien species in Europe*. Springer Series in Invasion 3, Springer Science. Heidelberg.
- Rato, C., Carranza, S. & Harris, D.J. 2010a. When selection deceives phylogeographic interpretation: the case of the Mediterranean house gecko, *Hemidactylus turcicus* (Linnaeus, 1758). *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 58: 365-373.
- Rato, C., Carranza, S., Perera, A., Carretero, M.A. & Harris, D.J. 2010b. Conflicting patterns of nucleotide diversity between mtDNA and nDNA in the Moorish gecko, *Tarentola mauritanica*. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 56: 962-971.
- Rebelo, R., Amaral, P., Bernardes, M., Oliveira, J., Pinheiro, P. & Leitão, D. 2010. *Xenopus laevis* (Daudin, 1802), a new exotic amphibian in Portugal. *Biological Invasions*, 12: 3383-3387.
- Recuero, E. & Martínez-Solano, I. 2002. *Triturus alpestris* (Laurenti., 1768). Tritón alpino. 58-60. In: Pleguezuelos, J.M., Márquez, R. & Lizana, M. (eds.), *Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España*. Ministerio de Medio Ambiente-Asociación Herpetológica Española. Madrid.
- Recuero, E., Iraola, A., Rubio, X., Machordom, A. & García-París, M. 2007. Mitochondrial differentiation and biogeography of *Hyla meridionalis* (Anura: Hylidae): an unusual phylogeographical pattern. *Journal of Biogeography*, 34: 1207-1219.
- Riera, N. 2006. *Podarcis pityusensis* Boscà, 1883. Projecte Bioatles, Servei de Protecció d'Espècies Govern de les Illes Balears. Edició Maig 2006. Palma de Mallorca.
- Rivera, J. & Arribas, O. 1993. Anfibios y reptiles introducidos de la fauna española. *Quercus*, 84: 12-16.
- Rivera, J., Arribas, O. & Barrios, C. 1997. El origen de algunas poblaciones de *Triturus helveticus* (Razoumowski, 1789) de Cataluña. *Butlletí del Parc Natural Delta de l'Ebre*, 9: 36-37.
- Rodda, G.H., Sawai, Y., Chiszar, D. & Tanaka, H. 1999. *Problem Snake Management. The Habu and the Brown Treesnake*. Comstock Publishing Associates/Cornell University Press. Ithaca and London.
- Rodríguez, M.A. & Ruiz, M. 1998. *Gallotia galloti eisentrauti*, Spain, Canary Islands. *Herpetological Review*, 29: 110.
- Rodríguez-Luengo, J.L. 2001. Fauna introducida. 231-237. In: Fernández-Palacios, J.M. & Martín-Esquivel, J.L. (eds.), *Naturaleza de las Islas Canarias: Ecología y Conservación*. Turquesa Ediciones. Santa Cruz de Tenerife.
- Salvador, A. 1986. *Guía de campo de los anfibios y reptiles de la Península Ibérica, islas Baleares y Canarias*. Santiago García. León.
- Sánchez-Balibrea, J.M., García-Moreno, P., Ibáñez-González, J.M. & González-Barberá, G. 2011. Protección de la Tortuga Mora en el Sureste Ibérico: visión desde una ONG. 19-25. In: Mateo, J.A. (ed.), *La Conservación de las Tortugas de Tierra en España*. Servei de Protecció d'Espècies del Govern de les Illes Balears. Palma de Mallorca.
- Sanz-Azkue, I., Gosá, A. & García-Etxebarria, K. 2005. Origen y avance de las introducciones de lagartija de las Pitiusas (*Podarcis pityusensis*) en la costa cantábrica. *Munibe*, 56: 159-166.
- Schilde, M., Barth, D. & Fritz, U. 2004. An *Ocadia sinensis* x *Cyclemys shanensis* hybrid (Testudines: Geomydidae). *Asiatic Herpetological Research*, 10: 120-125.
- Schleich, H.H., Kästle, W. & Kabisch, K. 1996. *Amphibians and reptiles of North Africa*. Koeltz Scientific Books, Koenigstein.
- Servei de Protecció d'Espècies. 2007. Pla de Recuperació del Ferreret (*Alytes muletensis*). *Plans d'espècies catalogades nº 2*. Conselleria de Medi Ambient. Govern de les Illes Balears. Palma de Mallorca.
- Silva, E. da. 2002. *Mauremys leprosa*. 143-146. In: Pleguezuelos, J.M., Márquez, R. & Lizana, M. (eds.), *Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España*. Ministerio de Medio Ambiente-Asociación Herpetológica Española. Madrid.
- Siret, L. 1930. *Yacimiento Púnico de Baria - Catálogo Pormenorizado*. Manuscrito inédito.
- Soler, J. & Martínez-Silvestre, A. 2011. La Tortuga Mediterránea en los Parques Naturales de Garraf y de Montsant (18 Años de Actuaciones). 57-61. In: Mateo, J.A. (ed.), *La Conservación de las Tortugas de Tierra en España*. Servei de Protecció d'Espècies del Govern de les Illes Balears. Palma de Mallorca.
- Soler, J., Martínez-Silvestre, A., Budó, J., Capalleras, X. & Juárez, J.L. 2010. Análisis de la presencia de tortugas terrestres alóctonas y autóctonas asilvestradas en Cataluña (NE España). *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 21: 63-68.
- Stöck, M., Sicilia, A., Belfiore, N.M., Buckley, D., Lo Brutto, S., Lo Valvo, M. & Arculeo, M. 2008. Post Messinian evolutionary relationships across the Sicilian Channel: mitochondrial and nuclear markers link a new green toad from Sicily to African relatives. *BMC Evolutionary Biology*, 8: 56.
- Talavera, R. & Sanchiz, F. 1983. Restos holocénicos de Camaleón común, *Chamaeleo chamaeleon* (L.) de Málaga. *Boletín de la Real Sociedad Española de Historia Natural (Geología)*, 81: 81-84.
- Tateishi, H. 2006. Apuntes sobre el Diari de Mahó de Joan Roca i Vinent. *Mediterranean World*, 18: 77-104.
- Telecky, T.M. 2001. United States import and export of live turtles and tortoises. *Turtle and Tortoise Newsletter*, 4: 8-13.
- Tersa, E., Pether, J. & Mateo, J.A. 2010. Evaluación de las poblaciones de reptiles canarios introducidos en Fuerteventura

- (Islas Canarias). *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 21: 104-109.
- Tibbetts, J. 1997. Exotic invasion. *Environmental Health Perspectives*, 105: 590-593.
- Uerpmann, H.P. 1971. Die Tierknochenfunde aus der Talayot-Siedlung von s'Illot (San Lorenzo, Mallorca). *Studien Tierkunde Iberischen Halbinseln*, 2: 1-95.
- Urioste, J.A. de & Mateo, J.A. 2011. Nuevos datos acerca de la culebrilla ciega de las macetas, *Ramphotyphlops braminus* (Daudin 1803), en Canarias. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 22: En prensa.
- Valdeón, A., Perera, A., Costa, S., Sampaio, F. & Carretero, M.A. 2010. Evidencia de una introducción de *Podarcis sicula* desde Italia a España asociada a una importación de olivos (*Olea europaea*). *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 21: 122-126.
- Velo-Antón, G., García-París, M. & Cordero-Rivera, A. 2008. Patterns of nuclear and mitochondrial DNA variation in Iberian populations of *Emys orbicularis* (Emydidae): conservation implications. *Conservation Genetic*, 9: 1263-1274.
- Verdú-Ricoy, J., Carranza, S., Salvador, A., Busack, S.D. & Díaz, J.A. 2010. Phylogeography of *Psammodromus algirus* (Lacertidae) revisited: systematic implications. *Amphibia-Reptilia*, 31: 576-582.
- Viada, C. 2006. *Libro Rojo de los Vertebrados de las Baleares* (3ª edic.). Conselleria de Medi Ambient, Govern de les Illes Balears. Palma de Mallorca.
- Vicens, P. 2005. Sobre la presencia de *Psammodromus algirus* Linnaeus, 1859 (Sauria, Reptilia) a Mallorca. *Bolletí de la Societat d'Historia Natural de les Balears*, 48: 109-112.
- Viera y Clavijo, J. 1799. *Diccionario de Historia Natural de las Islas Canarias: o Índice Alfabético Descriptivo de sus tres reinos Animal, Vegetal y Mineral*. Edición 2005, Nivaria Ediciones. La Laguna.
- Vigne, J.D. & Alcover, J.A. 1985. Incidence des relations historiques entre l'homme et l'animal dans la composition actuelle du peuplement amphibien, reptilien et mammalien des îles de Méditerranée occidentale. *Actes du 110ème Congrès National des Sociétés Savantes*, Section Sciences, 2: 79-91.
- Vilalta, M. & Monsalve, M.Á. 2011. Reintroducción de la Tortuga Mediterránea en el Parque Natural de la Serra d'Irta (Castellón). 63-68. In: Mateo, J.A. (ed.), *La Conservación de las Tortugas de Tierra en España*. Servei de Protecció d'Espècies del Govern de les Illes Balears. Palma de Mallorca.
- Webb, D.A. 1985. What are the criteria for presuming native status? *Watsonia*, 15: 231-236.
- Williamson, M. 1996. *Biological invasions*. Chapman & Hall. London.
- Wintrebert, P. 1908. Quinzième Assemblée Générale Annuelle, Séance du 25 février 1908. Intervention de M. Wintrebert sur la présence à Banyuls-sur-Mer (Pyrénées Orientales) du *Discoglossus pictus* Otth. *Bulletin de la Société Zoologique de France*, 33: 54.
- Yakowleff, O. 1948. Sur la présence de *Discoglossus pictus* à Perpignan (Pyrénées-Orientales). *La Feuille des naturalistes*, 3: 81.
- Zawadzki, M. 2010. Beobachtungen an einer Population von *Podarcis lilfordi* (Günther, 1874) auf der ehemaligen Insel Frailes bei Colonia de Sant Jordi, SW-Mallorca (Spanien, Balearen). *Die Eidechse*, 21: 43-52.
- Zawadzki, M. & Seemann, J. 2009. Erstnachweis von *Podarcis siculus campestris* auf Mallorca. *Die Eidechse*, 20: 25-28.

Un caso de canibalismo en rana verde norteafricana (*Pelophylax saharicus*) en el sur de Marruecos

Luis García-Cardenete¹, Víctor Gabari², Daniel Sanchez³

¹ Cl. Carrera de S. Agustín 32, 2ºA. 18300 Loja, Granada. C.e.: luisgcardenete@yahoo.es

² Cl. Plaza América s/n. 21007 Huelva. C.e.: victor.gabari@befesa.abengoa.com

³ C.e.: hachero_75@hotmail.es

Fecha de aceptación: 26 de noviembre de 2010.

Key words: Ranidae, *Pelophylax saharicus*, cannibalism, Morocco, Northwest Africa.

El canibalismo en especies de la familia Ranidae está extensamente documentado (ver, por ejemplo, Çiçek & Mermer, 2006; García-París, 2004, y referencias allí incluidas), especialmente en el caso de las denominadas ranas verdes (gén. *Pelophylax*). En el noroeste de África, y en espera de una revisión taxonómica, este género está representado por la rana verde norteafricana (*Pelophylax saharicus*), que se extiende por todo el Maghreb, desde el Sahara Occidental por el oeste, hasta Libia-Egipto por el este (Salvador, 1996).

La dieta y predadores de *P. saharicus* no son bien conocidos, aunque se poseen datos parciales procedentes de alguno de los países en los que habita (Meddeb & Cheniti, 1998; Salvador, 1996; Sicilia *et al.*, 2009). Generalmente, la información aportada sobre ecología trófica se refiere a extrapolaciones de datos procedentes de *P. perezi* y *P. ridibundus* (Schleich *et al.*, 1996).

El 25 de octubre de 2004, a escasos kilómetros de Ouarzazate (Marruecos) en dirección a Zagora (coordenada UTM 29R 706847; 3416245, 1124 msnm), fue observado un episodio de predación de un adulto de rana verde norteafricana sobre un ejem-

plar juvenil conespecífico (figura 1). El hábitat estaba formado por dos pozas de escaso tamaño, aunque permanentes, dentro de un cauce de corriente muy esporádica, que discurre por una zona pedregosa, sin apenas vegetación, compuesta por escaso matorral y palmeras, dentro del piso sahariano de invierno frío (Bons & Geniez, 1996). Aunque *P. saharicus* era relativamente abundante, sobre todo respecto a la reducida extensión de la lámina de agua, en esas condiciones, la tasa de predación y el canibalismo deben ser bastante frecuentes, dada la poca disponibilidad de presas. También fueron observados, durante la noche, varios adultos y subadultos de *Bufo mauritanicus*, y algunos peces (*Barbus* sp.). Durante el día se observó un único ejemplar adulto de gran talla, hembra, de *Mauremys leprosa*, así como un ejemplar de martín pescador (*Alcedo atthis*).



Figura 1. Macho adulto de *P. saharicus* predando sobre juvenil conespecífico.

En otro orden pero en situación similar, de aislamiento, hacinamiento, y escasez de presas potenciales; se observó asimismo, a varios ejemplares de rana verde norteafricana pescando adultos de *Gambusia affinis*. Se trataba de un oasis completamente aislado de otros puntos de agua (Oasis Sacré, UTM 29R 778274; 3309269, 521 msnm).

Meddeb y Cheniti (1998) ya citan el canibalismo para ejemplares del norte de Túnez (Menzel Bourguiba y Radès) y destacan la gran flexibilidad de su dieta. En circunstancias como las que aquí se exponen, es presumible que peces y anfibios, incluidos los de su misma especie, constituyan gran parte de la biomasa consumida por adultos de *P. saharicus*.

REFERENCIAS

- Bons, J. & Geniez, P. 1996. *Amphibiens et Reptiles du Maroc (Sahara Occidental Compris) Atlas biogéographique*. Asociación Herpetológica Española, Barcelona.
- Çiçek, K. & Mermer, A. 2006. Feeding Biology of the Marsh Frog, *Rana ridibunda* Pallas 1771, (Anura, Ranidae). In: Turkey's Lake District. *North-Western Journal of Zoology*, 2: 57-72.
- García-París, M. 2004. Anura. 275-480. In: Amphibia, Lissamphibia. García-París, M., Montori, A., y Herrero, P. *Fauna Ibérica*, vol. 24. Ramos M.A. et al. (eds.) Museo Nacional de Ciencias Naturales. CSIC. Madrid.
- Meddeb, C., Cheniti, T.L. 1998. Régime alimentaire de deux populations de grenouille verte de Tunisie *Pelophylax saharicus* Boulenger, 1913 (Amphibiens, Anoures, Ranidae). *Bulletin de la Société Zoologique de France*. 123 (1): 73-89.
- Salvador, A. 1996. Amphibians of northwest Africa. *Smithsonian Herpetological Information Service*, 109: 1-43.
- Sicilia, A., Marrone, F., Sindaco, R., Turki, S. & Arculeo, M. 2009. Contribution to the knowledge of Tunisian amphibians: notes on distribution, habitat features and breeding phenology. *Herpetology Notes*, volume 2: 107-132.
- Schleich, H.H., Kastle, W., and Kabisch, K. 1996. *Amphibians and Reptiles of North Africa*. Koeltz Scientific Publishers, Koenigstein.

Canibalismo en *Macroprotodon mauritanicus* en la isla de Mallorca

Joan Capellà¹, José A. Mateo^{1*}, Joan Mayol¹ & Juan M. Pleguezuelos²

¹ Conselleria de Medi Ambient. Govern de les Illes Balears. Cl. Gremi Corredors, 10, 1er pis. 07009 Palma.

² Departamento de Biología Animal. Facultad de Ciencias. Universidad de Granada. 18071 Granada.

* C.e.: mateosaurus@terra.es

Fecha de aceptación: 5 de noviembre de 2010.

Key words: *Macroprotodon mauritanicus*, Ophidia, cannibalism, Mallorca.

El 5 de mayo de 2010 uno de los autores (J.C.) fue testigo de una interacción espontánea entre dos ejemplares de culebra de cogulla argelina (*Macroprotodon mauritanicus*) cerca de la ermita de Sant Joan de Sa Font Santa (UTM 31S 0501417 / 4355873; Municipio de Campos, Mallorca). Lo que en principio parecía ser un cortejo, resultó ser una manifestación agresiva entre dos machos adultos de tamaño similar (ambos ejemplares presentaban una longitud total

cercana a 360 mm), que pudo ser documentado con 70 fotografías obtenidas a lo largo de 16 minutos que duró la acción (de 14:18 a 14:34 horas). Durante ese tiempo, ninguno de los dos ejemplares mostró preocupación por la presencia del testigo, situado a menos de un metro.

En los primeros compases del combate, el ejemplar de diseño cefálico menos contrastado tomó la iniciativa, impidiendo de forma agresiva que el otro ofidio, menos motivado,



Figura 1. a) Primeros compases de la interacción; b) fase intermedia igualada; c) fase final, con la inmovilización del ejemplar agresor; d) comienzo de la deglución del ejemplar inmovilizado.

consiguiera huir (Figura 1a). Pero después de una fase de contienda aparentemente igualada (Figura 1b), el más contrastado consiguió reducir al primero, atrapando su cabeza (Figura 1c). Tras unos minutos de forcejeo, la víctima fue arrastrada a una zona de matorral denso para ser deglutida (Figura 1d).

El canibalismo es un comportamiento trófico relativamente común entre serpientes (Polis & Myers, 1985). Sin embargo, esta pauta suele ocurrir preferentemente entre ejemplares de tamaños muy contrastados, ya sea por tratarse de casos de canibalismo maternal adaptativo (Lourdais *et al.*, 2005; Mociño-Deloya *et al.*, 2009), o de depredación en especies eurípagas oportunistas (Valverde, 1967; Díaz-Paniagua, 1976; Galán, 1988; Amat, 1998; Göçmen *et al.*, 2008). El caso descrito en este artículo se ajusta más a una agresión de dominancia culminada con la muerte e ingestión del primer agresor, en la que presa y depredador presentaban tamaños similares. Las culebras de cogulla poseen mecanismo inoculador de veneno (opistogli-

fa), y es norma general en ofidios venenosos el consumo de presas relativamente grandes (Greene, 1997). Las especies del género *Macroprotodon* no son una excepción, y consumen el mayor tamaño relativo de presa encontrado entre los colúbridos mediterráneos (promedio 0.3 con casos próximos a 1, cuando se considera la longitud cabeza-cuerpo de la presa en relación a la del depredador; Pleguezuelos *et al.*, 1994). Además, en áreas continentales consumen mayoritariamente reptiles sin miembros o con ellos muy reducidos (*Blanus*, *Chalcides*; Pleguezuelos *et al.*, 2004). Podríamos considerar que las culebras de este género muestran una preadaptación o bien una exaptación (sensu Gould & Vrba, 1982) para el canibalismo, y que este hábito trófico podría estar más extendido en esta especie de lo que hasta ahora se ha registrado, probablemente por la dificultad de estudiar ofidios de pequeño tamaño, escasos y minadores, como son las especies del género *Macroprotodon*.

REFERENCES

- Amat, F. 1998. Datos sobre la biología y ecología de la culebra lisa europea *Coronella austriaca* en el Pirineo Oriental. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 9: 22-27.
- 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.
- Galán, P. 1988. Segregación ecológica en una comunidad de ofidios. *Doñana, Acta Vertebrata*, 15 (1): 59-78.
- Göçmen B., Werner Y.L. & Elbeyli B. 2008. Cannibalism in *Dolichophis jugularis* (Serpentes: Colubridae): More than

- random?. *Current Herpetology*, 27: 1-7.
- Gould, S.J. & Vrba E.S. 1982. Exaptation — a missing term in the science of form, *Paleobiology*, 8 (1): 4–15.
- Greene, H.W. 1997. *Snakes: the evolution of mystery in nature*. The University of California Press, Berkeley.
- Lourdais O, Brischoux F, Shine R & Bonnet X. 2005. Adaptive maternal cannibalism in snakes (*Epicrates cenchria maurus*). *Biological Journal of the Linnean Society*, 84: 767-774.
- Polis G.A. & Myers C.A. 1985. A survey of intraspecific predation among Reptiles and Amphibians. *Journal of Herpetology*, 18: 99-107.
- Mociño-Deloya E., Setser K., Pleguezuelos J.M., Kardon A. & Lazcano D. 2009. Cannibalism of nonviable offspring by postparturient Mexican lance-headed rattlesnakes, *Crotalus polystictus*. *Animal Behaviour*, 77: 145-150.
- Pleguezuelos, J.M., Honrubia, S. & Castillo, S. 1994. Diet of the False Smooth Snake, *Macroprotodon cucullatus* (Serpentes, Colubridae) in the Western Mediterranean area. *Herpetological Journal*, 4: 98-105.
- Valverde, J.A. 1967. Estructura de una comunidad de vertebrados terrestres. *Monografías de la Estación Biológica de Doñana*, 1: 1-218.

Sobre la presencia de *Gallotia galloti* en el pico del volcán Teide (Tenerife, Islas Canarias)

Beatriz Fariña¹, M.ª Leticia Rodríguez², Manuel R. López² & Jesús E. Moreno¹

¹ Cl. Alhelí, 5. 38296 San Cristóbal de La Laguna. Tenerife. C.e.: tison@telefonica.net

² Cl. Aguacada, 10. Portal 3, 2ºB. 38240 Punta del Hidalgo. San Cristóbal de La Laguna. Tenerife.

Fecha de aceptación: de noviembre de 2010.

Key words: Abundance, food resources, fumarole, *Gallotia*, historical presence, Canary Islands.

El género *Gallotia*, endémico de las islas Canarias, está configurado por siete especies (*G. atlantica*, *G. bravoana*, *G. caesaris*, *G. galloti*, *G. intermedia*, *G. simonyi* y *G. stehlini*) distribuidas en distintas islas del archipiélago. A su vez, *G. galloti* incluye cuatro subespecies: *G. g. eisentrauti*, *G. g. galloti*, *G. g. insulanagae* y *G. g. palmae*, las tres primeras presentes en la isla de Tenerife y la última, como bien alude su epíteto subespecífico, en la isla de La Palma (Bischoff, 1998). *Gallotia galloti*, conocido como lagarto tizón (Machado & Morera, 2005), es una especie de gran plasticidad ecológica, lo que le permite ocupar ecosistemas muy diversos.

El Parque Nacional del Teide, declarado como tal en 1954, ocupa una extensión de 18 990 ha (Polvorinos, 2002). Este espacio natural protegido tiene como rasgo geomorfológico más destacado el estratovolcán Teide-Pico Viejo que, a su vez, forma parte del Monumento Natural El Teide, de 3606.7 ha.

En noviembre de 2005, los autores observaron un ejemplar de *G. galloti* saliendo de una grieta del sendero de ascenso al pico del Teide (sendero Telesforo Bravo), a unos 3560 m de altitud, presentando la zona abundante nieve. Dado lo inusual de la presencia de tizones en esas



Figura 1. Estación superior del teleférico en La Rambleta (1) y los tres senderos objeto de muestreo: (2) sendero mirador de La Fortaleza, (3) sendero mirador de Pico Viejo y (4) sendero Telesforo Bravo.

cotas, se planteó conocer las características del hábitat donde se desenvuelve esta particular población y los recursos de los que se vale para sobrevivir en las duras condiciones del lugar.

El pico del Teide: Una erupción acaecida, según dataciones realizadas mediante ^{14}C , hace 1150 ± 140 años fue la causante del levantamiento de un cono de 220 m sobre el antiguo cráter del Teide. Los materiales del cono están bastante cohesionados e incluso soldados por lo que su pendiente (hasta 28°) alcanza valores próximos a los críticos de reposo. El cono sumital presenta una intensa alteración debida a la actividad fumaroliana responsable del color pálido de sus rocas (Carracedo, 2006).

En el cono existen tres senderos que parten de La Rambleta (3550 msnm). El que asciende a la cima (3718 msnm) denominado Telesforo Bravo, tiene unos 700 m de longitud y está situado en el flanco norte del borde del cráter, se caracteriza por coincidir en gran parte de su trazado con una larga serie de salideros de fumarolas. El que accede al mirador de Pico Viejo (3500 msnm) tiene una longitud de 700 m, mientras que el que llega al mirador de La Fortaleza tiene unos 500 m y no presenta diferencias significativas de cota en todo su recorrido (Figura 1).

El ecosistema de la alta cumbre tinerfeña es de tipo aeroliano, con una temperatura media anual de 3.5°C , lluvias en otoño y nevadas en invierno (Martín Osorio *et al.*, 2007). Estas duras condiciones climatológicas limitan la presencia y desarrollo de la vegetación y de la fauna.

Entre marzo de 2009 y junio de 2010 se realizaron 17 visitas al cono del pico del Teide durante las cuales se llevaron a cabo 55 recorridos por los tres senderos. En cada transecto se anotó la temperatura, la velocidad del viento y la humedad registrada en la estación climatológica situada en la caseta terminal del

teleférico (La Rambleta). Durante los transectos se contabilizaron los ejemplares de *G. galloti* avistados en una franja de 6 m de ancho y los transeúntes que se cruzaban. Cada animal contactado fue georreferenciado con un GPS GARMIN eTrex Vista HCx[®].

Se inventarió la fauna invertebrada y la flora vascular presente en el cono sumital, se tomó nota de los desperdicios que podían servir de recurso trófico a los lagartos. Las papeleras y las fumarolas próximas a los márgenes de los senderos fueron georreferenciadas. Con un termómetro digital TFA[®] con sonda de acero de 12 cm, se registró la temperatura de las bocas de las fumarolas.

Para la captura de lagartos se usaron trampas de caída de 10 cm de fondo por 16 cm de ancho y 32 cm de alto cebadas con plátano.

Figura 2. Ejemplares de *G. galloti* en la cumbre canaria. En la de arriba un ejemplar macho y en la de abajo un macho y una hembra.



Tabla 1. Datos biométricos (en mm) de los ejemplares capturados. L.T.: largo total, L.H.C.: largo hocico cloaca, L. Cola: largo cola, L.C.R.: largo cola regenerada, A.P.: ancho píleo, L.P.: largo píleo y P.T.: pata trasera. Para el sexo, cuando es indeterminado o dudoso se añade un interrogante.

Sendero	Fecha	Sexo	L.T.	L.H.C.	L. Cola	L.C.R.	A.P.	L.P.	P.T.	Peso
Telesforo Bravo	31/05/2009	♀	246	77	169	no	13	23	36	15 g
Telesforo Bravo	21/06/2009	♂	227	88	139	117	11	23	48	24 g
Pico Viejo	21/06/2009	♂?	210	82	128	61	11	22	55	23 g
Pico Viejo	25/07/2009	♂	245	97	148	115	11.8	25	57.3	34 g
Telesforo Bravo	27/09/2009	♂	268	95	173	125	16.8	26	48.7	62 g
Telesforo Bravo	10/10/2009	♂	211	87	124	92	16.5	21	49	26 g
Telesforo Bravo	10/10/2009	♂	257	102	155	111	15.7	27	56	50 g
Telesforo Bravo	10/10/2009	♂	282	109	173	88	9.9	19	41.5	62 g
Pico Viejo	17/10/2009	♀?	210	73	137	72	8.6	18	45.4	17 g
Telesforo Bravo	25/10/2009	?	70	38	32	14	5.8	12	30.7	0.5-1g
Telesforo Bravo	25/10/2009	?	157	46	111	no	6.87	13	29	4 g
Telesforo Bravo	25/10/2009	♂	196	76	120	110	9.4	19	46.6	16 g
Telesforo Bravo	25/10/2009	♀	195	76	119	103	8.9	19	49	17 g
Telesforo Bravo	25/10/2009	?	165	59	106	55	7.1	15	40.2	7 g
Telesforo Bravo	25/10/2009	♂	171	72	99	4	9.6	18	43	15 g
Telesforo Bravo	31/10/2009	?	64	37	27	4	5.9	10	24	2 g

no. Cada uno de los individuos capturados fue medido y marcado en el píleo con pintura de color. Las heces de lagartos recolectadas fueron analizadas mediante una lupa binocular Leica®.

Para el análisis diacrónico sobre la presencia de este reptil en la cumbre tinerfeña, se revisaron documentos históricos y relatos sobre ascensos al pico del Teide. Asimismo, se realizó una encuesta al personal del Parque Nacional del Teide, y se contactó con naturalistas e investigadores conocedores de este ámbito.

Figura 3. Diagrama de caja en el que se compara el número de lagartos por senderos y estaciones del año.

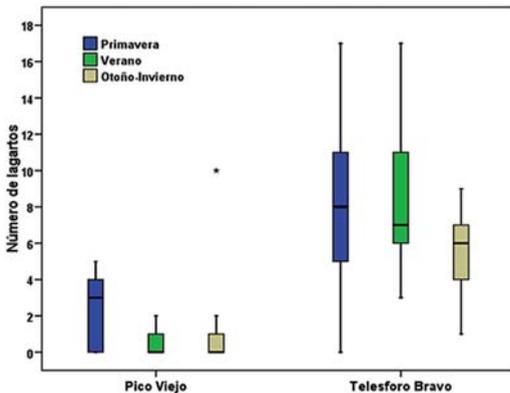
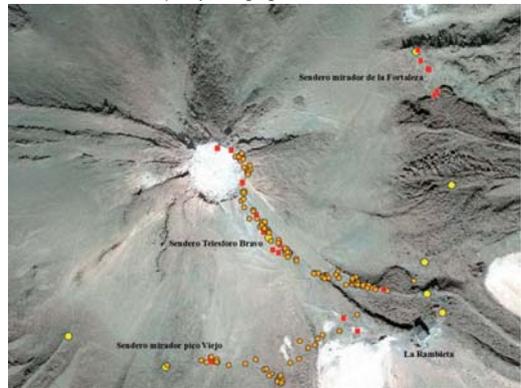


Figura 4. Ortofoto del cono del Teide en la que se representa la localización de lagartos (en naranja), de fumarolas (en rojo) y de papeleras (en amarillo).



La especie. El análisis de la folidosis y coloración y diseño de varios ejemplares confirmó que la subespecie presente en el cono es *G. galloti galloti* (Figura 2). En la Tabla 1 se exponen los datos biométricos de los ejemplares capturados.

Distribución y abundancia. El número máximo de lagartos avistados en el sendero mirador de Pico Viejo durante un transecto fue de 10 y de 17 en el sendero Telesforo Bravo (Figura 3). Los datos de presencia obtenidos en los transectos realizados en el sendero mirador de La

Fortaleza (heces, un ejemplar muerto y tan sólo un individuo vivo) no se han tenido en cuenta en los análisis estadísticos realizados. Aunque el 76% de los lagartos observados se encontraron más cerca de un salidero de fumarola que de una papelera (Figura 4), las diferencias entre las distancias a unos y otras no resultaron estadísticamente significativas.

Variables ambientales. Se encontró una correlación positiva entre el número de lagartos detectados y la temperatura ambiente ($R = 0.343$; $p = 0.028$ para una $n = 41$). Por el contrario, la velocidad del viento y la humedad no presentaron correlaciones significativas con la abundancia de lagartos.

Influencia antrópica. No existe correlación entre el número de lagartos avistados y el número de visitantes. No obstante, se pudo constatar *in situ* cierta tolerancia de los lagartos a la presencia humana, llegando en ocasiones a aceptar alimento ofrecido a muy corta distancia.

Recursos tróficos. El medio aeroliano en el que se desarrolla esta población se caracteriza por la pobreza de recursos. *Gallotia galloti* se ha adaptado a ésta aprovechando tanto el alimento que le ofrece el medio, como los restos orgánicos dejados por los visitantes. Del análisis de las heces recolectadas se concluye que en su mayoría contienen restos de artrópodos, no habiéndose detectado semillas o restos vegetales. Esta situación queda refrendada con la observación *in situ* de un lagarto adulto que intentaba cazar ejemplares del díptero sírfido *Scaeva* sp. que volaban en torno a una fumarola.

Depredadores. Se constató la presencia de cernícalos, cuervos y gatos. No se pudo comprobar la existencia de ratas, pero sí la de ratones, desconociéndose si podría considerarse un factor de amenaza.

Presencia histórica. En 1966 los tizones ya estaban presentes en el cono terminal del Teide.

Así lo afirma el botánico alemán Volker Voggenreiter (1985) que vio un ejemplar de coloración grisácea y de unos 20 cm de longitud total a sólo 10 m de la cumbre en una excursión realizada en el mes de marzo de ese año. En los ochenta, Juan Carlos Carracedo y Vicente Soler, miembros de la Estación Volcanológica de Canarias, también citan la presencia de varios ejemplares en el cono e incluso casi en la propia cima, a 3710 m de altitud (Carracedo & Soler, 1982).

Discusión: A pesar de la dureza de las condiciones que imperan en el cono del volcán Teide, el lagarto tizón presenta una población que, aunque no es abundante, cuenta con ejemplares en buen estado físico, representación de todas las clases de edad y un periodo de actividad que se extiende durante buena parte del año.

Según los datos recopilados, el factor clave para la pervivencia de la especie a esta altitud, es su asociación a los salideros de las fumarolas, eligiendo aquellos que emanan dióxido de carbono y vapor de agua, evitando así los que exhalan gases sulfurosos. En los salideros los lagartos obtienen calor, refugio, alimento y humedad, además en algunos existen comunidades vegetales que atraen a diversas especies de invertebrados, entre los que se encuentran los dípteros sírfidos *Scaeva albomaculata* y *S. pyrastrí*, presentes en el cono a lo largo del año.

La temperatura medida en los salideros es de entre 70 y 80° C. Para soportarla, los lagartos tizones se disponen en grietas próximas con temperaturas más soportables.

Dado el bajo número de heces recolectadas (20) no se puede afirmar que la población sea eminentemente insectívora, pero parece acertado suponer que, como le ocurre a otros reptiles que viven en altura (Amat *et al.*, 2008), éste sea el recurso preferido por su elevado contenido energético.

La presencia de *Gallotia galloti* ha podido ser constatada en los tres senderos del cono sumital del Teide. Sin embargo, en el del mirador de La Fortaleza es puntual, probablemente debido a su orientación norte y a la escasez de fumarolas en esa zona.

Los ejemplares de *G. galloti* parecen presentar una elevada independencia térmica de la temperatura del aire (Báez, 1985), pero eligen estar activos en microhábitats y en horas del día que les permiten minimizar las variaciones térmicas del ambiente (Díaz, 1994). Según nuestros resultados, la temperatura sí influyó en el número de lagartos detectados, pero no la humedad y la velocidad del aire. A pesar de la alta variabilidad climática y los microclimas que se dan en el cono, cabe suponer que los lagartos elegirán microhábitats donde las temperaturas sean favorables para realizar sus actividades diarias (Díaz, 1994).

No existe certeza acerca del momento preciso en el que esta especie conquistó el cono volcánico de poco más de 1300 años de antigüedad. Podría haberlo hecho como un proceso natural de ocupación del territorio o, más recientemente, asociado a la actividad humana en la zona. En este sentido, cabe indicar que la explotación del azufre a principios del siglo XX en las minas La Tinguaro y La María (Martel San Gil, 1960) o las obras del teleférico, iniciadas en 1964, fueron momentos propicios para la colonización.

La adaptación de *G. galloti* al cono abre numerosas incógnitas sobre su biología y fisiolo-

gía. Las poblaciones de la lagartija vivípara o de turbera (*Zootoca [Lacerta] vivipara*) ocupan hábitats alpinos, mostrando adaptaciones sanguíneas a la altura, como el aumento de la concentración de lactato y de glucosa en invierno (Voituron *et al.*, 2000) con las que evitan posibles daños por congelación. ¿Tendrá la sangre de *G. galloti* algún tipo de adaptación a la altura, al frío o a la convivencia con las fumarolas? ¿Entrarán los lagartos en letargo/hibernación invernal, o se mantendrán activos gracias a refugios cercanos a las fumarolas? Y dado que los reptiles de lugares fríos suelen adaptar su ciclo biológico a los rigores del clima (Goldberg, 1974), ¿influirán las condiciones climáticas y geológicas del cono en las puestas de *G. galloti* o por el contrario, habrán aprendido a aprovechar la presencia de las fumarolas para facilitar su eclosión?

AGRADECIMIENTOS: Al personal del Parque Nacional del Teide y de la empresa TRAGSA por su colaboración. A la Asociación Herpetológica Española por avalar el proyecto y en especial a J.A. Mateo Miras y a M. Molina Borja por sus recomendaciones. A la División de Medio Ambiente del ITER por sus aportaciones sobre las fumarolas. Por otro lado y de manera especial a la empresa Teleférico del Pico de Teide, S.A. que nos permitió el uso de sus instalaciones para nuestros traslados y estancias en la cumbre. Por último, a P. Bello Bello, M.J. Arechavaleta Hernández, V. Boehlke, J.C. Carracedo, J.J. Coello Bravo, M. Nogales Hidalgo, J.M. Martínez Carmona, R. Barone Tosco y E. Martín González por su colaboración en diferentes tareas.

REFERENCIAS

- Amat, F., Pérez-Mellado, V., Hernández-Estévez, J.A. & García-Díez, T. 2008. Dietary strategy of a Pyrenean lizard, *Iberolacerta aurelioi*, living in a poor resource alpine environment. *Amphibia-Reptilia*, 29: 329-336.
- Báez, M. 1985. Datos sobre la termorregulación de *Gallotia galloti* (Sauria, Lacertidae). *Bonner Zoologische Beiträge*, 36 (3/4): 557-562.
- Bischoff, W. 1998. *Handbuch der Reptilien und Amphibien Europas*. Band 6. Aula-Verlag, Wiesbaden.
- Carracedo, J.C. 2006. *El volcán Teide (volcanología, interpretación de paisajes e itinerarios comentados)*. Servicio de Publicaciones de la Caja General de Ahorros de Canarias. Publicación nº 376 (64 investigación).
- Carracedo, J.C. & Soler, V. 1982. El tizón, un ejemplo espectacular de adaptación a un ambiente volcánico específico. Periódico EL DIA.

- Díaz, J.A. 1994. Field thermoregulatory behavior in the western canarian lizard *Gallotia galloti*. *Journal of Herpetology*, 28: 325-333.
- Goldberg, S.R. 1974. Reproduction in mountain and lowland populations of the lizard *Sceloporus occidentalis*. *Copeia*, 1974: 176-182.
- Machado, A. & Morera, M. 2005. *Nombres comunes de las plantas y animales de Canarias*. Academia Canaria de La Lengua. Islas Canarias.
- Martel San Gil, M. 1960. Las minas de azufre del Teide "La Tinguaro" y "La Santa María" (en Tenerife - Islas Canarias). *Boletín de la Real Sociedad Española de Historia Natural*, 58 (1): 63-68 + II.
- Martín Osorio, V.E., Wildpret de la Torre, W., del Arco Aguilar, M., Pérez de Paz, P.L., Hernández Bolaños, B., Rodríguez, O., Acebes, J.R. & García Gallo, A. 2007. Estudio bioclimático y fitocenótico comparativo de la alta cumbre canaria: Tenerife - La Palma. Islas Canarias. *Phytocoenologia*, 37 (3-4): 663-697.
- Polvorinos, A. 2002. *Guía del Parque Nacional del Teide*. Centro Nacional de Información Geográfica. Parques Nacionales.
- Voggenreiter, V. 1985. Ausgewählte Arealkarten von Pflanzen und Tieren der Insel Tenerife und ihre ökologisch-chorologische Interpretation. *Bonner Zoologische Beiträge*, 36 (3/4): 261-276.
- Voituron, Y., Hérold, J.P. & Grenot, C. 2000. Metabolic adaptations of overwintering european common lizards (*Lacerta vivipara*). *Physiological and Biochemical Zoology*, 73 (3): 264-274.

Depredación de *Anguilla anguilla* por *Natrix maura* en la desembocadura del río Ebro

Guillem Pérez i de Lanuza

Institut Cavanilles de Biodiversitat i Biologia Evolutiva (Universitat de València). Cl. Catedràtic José Beltrán, 2. 46980 Paterna, València. C.e.: guillem.perez-lanuza@uv.es

Fecha de aceptación: 16 de noviembre de 2010.

Key words: colubrid, foraging, fish, relative prey size.

Natrix maura es un ofidio de hábitos acuáticos que captura una gran diversidad de presas, principalmente peces y anfibios (revisado en Santos, 2009). El tamaño medio de las presas consumidas es grande en términos relativos (Santos *et al.*, 2006) hasta tal punto que se han descrito ejemplares de *N. maura* ahogados al intentar ingerir presas que alcanzaban el 60% del peso corporal de la culebra (Hailey & Davies, 1986). La población de *N. maura* del delta del Ebro es una de las más estudiadas de la especie con información precisa sobre su dieta y sobre cómo varía ésta en función del tamaño de los individuos (Santos & Llorente, 1998, 2008; Santos *et al.*, 2000, 2006). Concretamente, en el Delta se ha descrito que las hembras, de mayor tamaño que los machos, generalmente consumen presas más grandes pero en menor cantidad (Santos & Llorente, 1998).

El día 26 de septiembre, una observación fortuita en la desembocadura del río Ebro permitió recoger un nuevo dato relacionado con el comportamiento depredador de *N. maura*. En la orilla izquierda del río, a unos 320 m al S-SW del Far de Buda y a 1.5 km de mar abierto (UTM 31N 319137 / 4510059; 0 msnm), se observó un individuo adulto de unos 50 cm de longitud que aparentemente acababa de capturar y sacar a la orilla un ejemplar de *Anguilla anguilla* de tamaño solo ligeramente inferior al de la serpiente, tanto en longitud como en anchura (Figura 1).

Desconocemos cómo se produjo la captura, pero cuando los animales fueron avistados, la presa aún saltaba y boqueaba y lo siguió haciendo durante varios minutos. Durante este tiempo, la serpiente la sujetaba firmemente con la boca por la punta de la cola y se contorsionaba sobre ella misma (no sobre la presa). Observaciones



Figura 1. Secuencia de la ingesta del ejemplar de *A. anguilla* por *N. maura*. En la primera imagen la presa aún está viva y se mueve, la culebra la sujeta por la cola.

anteriores coinciden en indicar que *N. maura* suele sacar las presas del agua y esperar a que mueran antes de ingerirlas (Garzón, 1974; Mejjide & Salas, 1989; Pleguezuelos & Feriche, 2003).

Una vez la anguila hubo muerto, la serpiente pasó a engullirla alineando su cuerpo respecto al de la presa a medida que avanzaba. Al parecer, lo más común en *N. maura* es que ingieran la presa desde la cabeza para facilitar el proceso, especialmente si se trata de una presa relativamente grande, porque la cabeza suele ser el extremo más ancho (Hailey & Davies, 1986) y, en tratarse de peces, porqué las escamas están orientadas anteroposteriormente (Pleguezuelos & Feriche, 2003; Santos, 2009). No obstante, la ingesta de la anguila se produjo desde la cola y sin que la serpiente la soltara en ningún momento.

El hecho de que la cabeza de las anguilas sea relativamente estrecha respecto su cuerpo y que sus escamas sean minúsculas en comparación a las de otros peces depredados por *N. maura* podría explicar la orientación observada en el proceso. Esto supondría que *N. maura* sea capaz de valorar la forma y el tipo de escamas de la presa y el efecto que pueden tener estos caracteres en la ingestión, que el ejemplar observado hubiera tenido alguna experiencia previa con este tipo de presa, o que la presencia de posibles competidores o depredadores (*e.g.* ardeidos o los observadores humanos; Santos & Llorente, 2009) lo disuadiese de soltar la presa y/o alargar el proceso.

El proceso duró en su conjunto unos 25 minutos. Sólo tras concluir, la serpiente se ocultó entre las rocas que delimitan artificialmente la orilla del río. La observación se produjo un día festivo en un paseo muy concurrido por paseantes y pescadores. Aunque el proceso pasó desapercibido para la mayor parte de las personas presentes, la fuerte presencia humana no inhibió el comportamiento depredador de *N. maura*.

La ausencia de datos previos de depredación sobre *A. anguilla* por parte de *N. maura* puede deberse a que los datos disponibles provienen de arrozales y canales (Santos & Llorente, 1998, 2008; Santos, 2000; Santos *et al.*, 2000, 2006) y no del río, donde la presencia de las anguillas de gran tamaño tal vez es más frecuente debido a que éstas prefieren ambientes más profundos, con poco limo y una vegeta-

ción poco densa (Laffaille *et al.*, 2003, 2004) y donde los efectos de la sobreexplotación (Demestre *et al.*, 1977) y de la contaminación (Ruiz & Llorente, 1991) serían menores.

AGRADECIMIENTOS: La observación del proceso de depredación de *N. maura* sobre *A. anguilla* debe agradecerse a P. Pérez que detectó la escena y a E. de Lanuza y L. Ibáñez que colaboraron en la toma de datos.

REFERENCIAS

- Demestre, M., Roig, A., Sostoa, A. & Sostoa, F.J. 1977. Contribució a l'estudi de la ictiofauna continental del delta de l'Ebre. *Treballs de l'Institut Català d'Història Natural*, 8: 145-226.
- Garzón, J. 1974. *Natrix maura* captura peces y Rana. *Doñana, Acta Vertebrata*, 1: 56.
- Hailey, A. & Davies, P.M.C. 1986. Diet and foraging behaviour of *Natrix maura*. *Herpetological Journal*, 1: 53-61.
- Laffaille, P., Feunteun, E., Baisez, A., Robinet, T., Acou, A., Legault, A. & Lek, S. 2003. Spatial organisation of European eel (*Anguilla anguilla* L.) in a small catchment. *Ecology of Freshwater Fish*, 12: 254-264.
- Laffaille, P., Baisez, A., Rigaud, C. & Feunteun, E. 2004. Habitat preferences of different european eel size classes in a reclaimed marsh: a contribution to species and ecosystem conservation. *Wetlands*, 24: 642-651
- Meijide, M. & Salas, R. 1989. Observaciones sobre el comportamiento depredativo de algunos colúbridos ibéricos en estado salvaje. *Doñana, Acta Vertebrata*, 16: 329-332.
- Pleguezuelos, J.M. & Feriche, M. 2003. *Anfibios y reptiles*. Los Libros de la Estrella nº 18. Granada, Guías de la Naturaleza. Diputación de Granada, Granada.
- Ruiz, X. & Llorente, G.A. 1991. Seasonal variation of DDT and PCB accumulation in muscle of carp (*Cyprinus carpio*) and eels (*Anguilla anguilla*) from the Ebro Delta, Spain. *Vie et Milieu*, 41: 133-140.
- Santos, X. 2000. *Ecología de la culebra viperina, Natrix maura (Linnaeus, 1758), en el Delta del Ebro*. Tesis Doctoral. Universitat de Barcelona.
- Santos, X. 2009. Culebra viperina – *Natrix maura*. Versión 20-11-2009 In: Salvador, A. & Marco, A. (eds.). *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. <http://www.vertebradosibericos.org/> [Consulta: 15 octubre 2010].
- Santos, X. & Llorente G.A. 1998. Sexual and size-related differences in the diet of the Snake *Natrix maura* from the Ebro Delta, Spain. *Herpetological Journal*, 8: 161-165.
- Santos, X. & Llorente, G.A. 2008. Gastrointestinal responses to feeding in a frequently feeding colubrid snake (*Natrix maura*). *Comparative Biochemistry and Physiology A-Molecular & Integrative Physiology*, 150: 75-79.
- Santos, X. & Llorente, G.A. 2009. Decline of a common reptile: case study of the viperine snake *Natrix maura* in a Mediterranean wetland. *Acta Herpetologica*, 4: 161-169.
- Santos, X., González-Solís, J., Llorente, G.A. 2000. Variation in the diet of the Viperine Snake, *Natrix maura*, in relation to prey availability. *Ecography*, 23: 185-192.
- Santos, X., Vilardebo, E., Casals, F., Llorente, G.A., Vinyoles, D. & De Sostoa, A. 2006. Wide food availability favours intraspecific trophic segregation in predators: the case of a water snake in a Mediterranean river. *Animal Biology*, 56: 299-309.

Publicidad de la AHE

Nueva web de la AHE

Os invitamos a conocer la nueva página web de la Asociación Herpetológica Española. Nuestra imagen se renueva con un diseño más moderno, con mayor interactividad y nuevos servicios.

Ahora estar al tanto de las novedades será mucho más fácil utilizando las fuentes RSS, nuestra página en facebook o siguiéndonos en twitter.

Compartir y guardar la información de la web será a partir de ahora mucho más sencillo.

The image shows a screenshot of the website for the Asociación Herpetológica Española (AHE). At the top, there is a navigation bar with links for 'Inicio', 'Acerca de la AHE', 'Programas', 'Publicaciones', 'Actualidad', 'Servicios', and 'Acceso'. Below this is a 'Menú Principal' section with a list of links: 'Inicio', 'Acerca de la AHE', 'Programas', 'Publicaciones', 'Actualidad', 'Servicios', and 'Acceso'. The main content area features a large image of a frog and the text 'Bienvenidos a la Web de la Asociación Herpetológica Española' and 'Curs Pràctic de Manipulació d'Amfibis i R'. At the bottom, there are social media links for 'twitter' and 'facebook', along with a search bar and a 'Buscar' button.

Comportamiento arborícola en *Podarcis bocagei*

Pedro Galán

Departamento de Biología Animal, Biología Vegetal e Ecología. Facultad de Ciencias. Universidade da Coruña. Campus da Zapateira, s/n. 15071 A Coruña. C.e.: pgalan@udc.es

Fecha de aceptación: 6 de diciembre de 2010.

Key words: lizards, Lacertidae, atypical habitats, arboreal behaviour.

En la zona de Goimil, en el valle del río Lambre (ayuntamiento de Vilarmaior, provincia de A Coruña, Galicia; UTM 1 x 1 km: 29T NH6996; 50 metros de altitud) venimos realizando un seguimiento de las poblaciones de lacértidos desde hace años. En un lindero próximo al río, entre un bosque mixto (*Quercus robur* y *Eucalyptus globulus*, con pies dispersos de *Alnus glutinosa*) y un camino de tierra, en un tramo lineal de 200 metros, existía una población numerosa de *Podarcis bocagei*, con un número de observaciones por visita durante los años 2000 a 2003 de 15 a 27 adultos (Galán, inédito). Las lagartijas utilizaban principalmente los espacios despejados del suelo, tanto para termorregular como para desarrollar la mayor parte de su actividad, como es característico de esta especie (Galán, 2003).

La sucesión natural de la vegetación provocó que en los años siguientes la zona se fuera cubriendo principalmente de zarzas (*Rubus*), aunque también de tojos (*Ulex*) y helechos (*Pteridium*), que ocuparon la mayor parte del suelo. La falta de zonas despejadas de vegetación provocó un descenso en el número de lagartijas observadas, que fue de cuatro a 10 adultos por visita durante los años 2004 y 2005. En el año 2006 la práctica totalidad de este lindero aparecía cubierto de una densa masa de zarzas, no quedando prácticamente suelo despejado. Ese año las escasas observaciones de *Podarcis bocagei* en ese tramo se realizaron no en el suelo, sino en los troncos de algu-

nos árboles que emergían de la densa masa arbustiva formada principalmente por *Rubus*, mezclado con *Ulex* y *Pteridium*. En la Figura 1 se puede apreciar un macho y una hembra adultos de esta especie encaramados a un tronco de *Eucalyptus globulus* que emerge del zarzal. Esta pareja se encontraba a una altura de 1.60 metros sobre el suelo y su actividad principal era la de termorregulación.



Foto Pedro Galán

Figura 1. Macho y hembra adultos de *P. bocagei* encaramados a un tronco de eucalipto en una zona densamente cubierta por zarzas. 27-10-2006.

Las observaciones de lagartijas encaramadas a árboles se realizaron en troncos de *Eucalyptus globulus* (ejemplares con restos de *Hedera helix* adheridos a la corteza, que les permitían trepar por la lisa superficie del tronco de este árbol), *Quercus robur* y *Alnus glutinosa*, situándose los ejemplares en alturas comprendidas entre 1 y 3 metros sobre el suelo. Se observa-

ron tanto adultos (dos machos y dos hembras) como subadultos (uno) y juveniles del año (tres).

El año siguiente (2007) sólo se observaron dos individuos (adultos) encaramados a troncos (un eucalipto con restos de hiedra y un aliso, a unas alturas de 1.20 y 1.50 metros respectivamente) en ese tramo y ninguno a partir de 2008. *Podarcis bocagei*, sin embargo, sigue presente en otros puntos de esa zona, asociada generalmente a linderos despejados, taludes terrosos y muros de construcciones. Su desaparición se limita al tramo indicado, densamente cubierto por la vegetación (zarzales) en la actualidad.

Kaliontzopoulou *et al.* (2009) describen un comportamiento arborícola en *Podarcis hispanica* (complex) en Túnez, en el cual las lagartijas trepaban a troncos de alcornoques, tanto espontáneamente, para termorregular o buscar alimento, como huyendo de los observadores. Observaron este comportamiento en todas las localidades tunecinas visitadas, aunque sólo en adultos, que utilizan los troncos de los árboles como parte de su hábitat. La rugosa corteza de los alcornoques era usada como lugar de refugio, encaramándose hasta 8 metros de altura. Estos autores relacionan este comportamiento arborícola con la escasez de rocas o piedras disponibles en el suelo en estos bosques de *Quercus suber*, que le proporcionen sustrato adecuado de refugio y termorregulación. Este comportamiento no ha sido observado en *Podarcis vaucheri* de Marruecos (Busack *et al.*, 2005), y raramente en otras especies del género *Podarcis*, señalándose un uso marginal de troncos de árboles en *Podarcis hispanica*, *P. muralis* y *P. sicula* (Arnold & Ovenden, 2007).

Sin embargo, Malkmus (2004), describe en *Podarcis hispanica* (complex, tipo 2) del sur de Portugal el uso de galerías de insectos xilófagos excavadas en la madera de un alcornoque (*Quercus suber*), situadas a cierta altu-

ra sobre el suelo, como lugares de hibernación. Este autor también señala que *Podarcis hispanica* (complex, tipos 1 y 2) en Portugal es capaz de trepar por los troncos de diferentes especies de árboles, hasta alturas de 5 metros para termorregular, indicando que ha encontrado individuos de estas lagartijas en troncos de *Pinus pinaster*, *Cupressus sempervirens* y *Schinus molle*. Por su parte, González de la Vega (1988) también señala que *P. hispanica* (complex, tipo 2) utiliza árboles con lugares adecuados de refugio, como olivos, castaños y palmeras, en Huelva.

Todos estos árboles, y especialmente el alcornoque, tienen cortezas muy rugosas, que facilitan a las lagartijas trepar por ellos y poseen además muchos orificios que pueden ser utilizados como refugios, por lo que no es sorprendente que estos lacértidos los utilicen. Sin embargo, en la observación aquí descrita, los troncos tienen cortezas mucho menos rugosas (especialmente el eucalipto), por lo que es difícil trepar por ellos, y una práctica ausencia de lugares de refugio (las cortezas desprendidas de eucalipto no son adecuadas y los robles y alisos eran individuos jóvenes, sin orificios).

Por lo tanto, el comportamiento arborícola observado en *Podarcis bocagei* de Galicia parece ser completamente diferente al registrado en *P. hispanica* complex en Túnez por Kaliontzopoulou *et al.* (2009), en Portugal por Malkmus (2004) y en Huelva por González de la Vega (1988). La lagartija de Bocage no utiliza los árboles como parte de su hábitat (Domínguez & Salvador, 1989; Galán, 1994, 2003), excepto en su zona basal, principalmente entre las raíces, si están parcialmente al descubierto, o en el caso de que se trate de troncos caídos o apilados, en cuyo caso sí los ocupa, refugiándose bajo ellos o entre su corteza (Galán, inédito). Pero muy rara vez es observada trepando por troncos verti-

cales, a cierta altura sobre su base, al menos en el norte de Galicia, donde los alcornos son muy escasos o inexistentes. Por ello, en este caso, parece haberse visto forzada a hacerlo por haber cubierto la vegetación arbustiva todas las zonas adecuadas del suelo en el entorno de estos árboles.

Podarcis bocagei es una especie colonizadora de terrenos donde la vegetación ha sido aclarada, tanto por causas naturales como humanas. En las zonas con mayor densidad de vegetación ocupa las áreas libres de ella, como linderos, taludes, afloramientos rocosos y construcciones (Galán, 1994, 2003). Si los terrenos despejados tienen una notable extensión, esta especie puede alcanzar altas densidades de población en los primeros años de la sucesión natural, cuando se produce una colonización incipiente de la vegetación arbustiva (Galán, 1997). Sin embargo, conforme esta sucesión avanza y va cubriendo el suelo, la densidad de población disminuye notablemente (Galán, 1999, 2004), hasta llegar a

desaparecer cuando la vegetación densa ocupa toda la superficie del suelo. En *Podarcis hispanica* complex de Cataluña también se ha descrito un descenso notable de su densidad en zonas regeneradas tras los incendios, al cabo de 25 años, a causa de la sucesión de la vegetación (Santos & Poquet, 2010).

En el caso de Goimil, algunos individuos de lagartija de Bocage ocuparon hábitats atípicos para la especie, como los troncos verticales de los árboles, al haber desaparecido las zonas adecuadas en el suelo, cubierto por la vegetación arbustiva. Esta ocupación fue efímera ya que, aunque los individuos podían termoregular encaramados a los troncos y quizá también alimentarse, la falta de espacio despejado dificultaba el desplazamiento e impediría la incubación de las puestas durante el período reproductor, al no alcanzar la radiación solar el suelo.

AGRADECIMIENTOS: A A. Kaliontzopoulou y X. Santos que aportaron amablemente sugerencias y referencias bibliográficas

REFERENCIAS

- Arnold, E.N. & Oviden, D. 2007. *Reptiles y anfibios. Guía de campo*. (2ª ed.). Ed. Omega. Barcelona.
- Busack, S.D., Lawson, R. & Arjo, W.M. 2005. Mitochondrial DNA, allozymes, morphology and historical biogeography in the *Podarcis vaucheri* (Lacertidae) species complex. *Amphibia-Reptilia*, 26: 239-256.
- Domínguez, J.F. & Salvador, A. 1989. Selección de microhábitat en *Lacerta schreiberi* Bedriaga, 1878 y *Podarcis bocagei* (Seoane, 1884) en una localidad de la Cordillera Cantábrica, España (Reptilia, Lacertidae). *Boletín de la Real Sociedad Española de Historia Natural (Sección Biología)*, 84: 273-286.
- Galán, P. 1994. Selección del microhábitat en una población de *Podarcis bocagei* del noroeste ibérico. *Doñana, Acta Vertebrata*, 21: 153-168.
- Galán, P. 1997. Colonization of spoil benches of an opencast lignite mine in Northwest Spain by amphibians and reptiles. *Biological Conservation*, 79: 187-195.
- Galán, P. 1999. Demography and population dynamics of the lacertid lizard *Podarcis bocagei* in Northwest Spain. *Journal of Zoology, London*, 249: 203-218.
- Galán, P. 2003. Lagartija de Bocage - *Podarcis bocagei*. In: Carrascal, L.M. & Salvador, A. (eds.). *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Museo Nacional de Ciencias Naturales. Madrid. <<http://www.vertebradosibericos.org/>> [Consulta: 18 noviembre de 2010].
- Galán, P. 2004. Structure of a population of the lizard *Podarcis bocagei* in Northwest Spain: variations in age distribution, size distribution and sex ratio. *Animal Biology*, 54: 57-75.
- González de la Vega, J.P. 1988. *Anfibios y reptiles de la provincia de Huelva*. Ed. J.P. González de la Vega. Imprenta Jimenez. Huelva.
- Kaliontzopoulou, A., Sillero, N., Martínez-Ferreira, F., Carretero, M.A. & Brito, J.C. 2009. *Podarcis hispanica* complex (North African Wall Lizard). *Arboreal Behavior. Herpetological Review*, 40: 224-225.
- Malkmus, R. 2004. Cork Oaks, *Quercus suber*, as hibernation choice of the Southern Spanish Wall Lizard, *Podarcis hispanica*. *Pod@rcis*, 5: 12-14.
- Santos, X. & Poquet, M. 2010. Ecological succession and habitat attributes affect the postfire response of a Mediterranean reptile community. *European Journal of Wildlife Research*, 56: 895-905.

Coprofagia de *Testudo hermanni* sobre excrementos de tejón (*Meles meles*)

Joaquim Soler & Albert Martínez-Silvestre

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

Fecha de aceptación: 7 de marzo de 2011.

Key words: coprophagy, *Testudo hermanni hermanni*, *Meles meles*, Montsant Mountains.

El comportamiento de coprofagia interespecífico (ingestión de heces de otras especies) es habitual en vertebrados como los reptiles (Soave & Brand, 1991), y entre ellos las tortugas (Branch, 1992; Muñoz *et al.*, 2009), si bien se conoce poco sobre el aprovechamiento por la tortuga mediterránea de heces de fauna salvaje. La presente nota da a conocer el primer caso de coprofagia de tortuga mediterránea (*Testudo hermanni*) sobre excrementos de tejón (*Meles meles*).

La observación se realizó en el marco de los trabajos de seguimiento de la población reintroducida de tortuga mediterránea occidental (*Testudo hermanni hermanni*) en el Parque Natural de la Sierra de Montsant (comarca del Priorat, Tarragona) (Soler & Martínez-Silvestre, 2010). Un ejemplar hembra, adulto, marcado con el número 1276, fue localizado el día 10 de julio de 2010 en el sector occidental del parque (UTM 31T CF17) mientras comía de forma muy evidente y con gran avidez excrementos de tejón (Figura 1). Estos estaban depositados en una pequeña letrina situada en una ligera pendiente a 12 m de la tejonera. Las defecaciones no estaban totalmente secas, con lo que los autores consideran que tendrían entre dos y cuatro días desde su deposición.

Aunque la tortuga mediterránea es un quelonio básicamente herbívoro, la coprofagia es una conducta alimentaria que también

se ha descrito en la especie (Cheylan, 2001, Budó *et al.*, 2009, Muñoz *et al.*, 2009). En referencia a la fauna doméstica, Budó *et al.* (2009), documentan el consumo de excrementos de vaca por parte de tortuga mediterránea en la Sierra de l'Albera. Bertolero (2010) señala la coprofagia en excrementos de perro en las tortugas del Parque Natural del Delta del Ebro, y de heces de cabras y cerdos domésticos, e incluso humanas, en la isla de Menorca. Por lo que respecta a la fauna silvestre, tan sólo existe la referencia de Bertolero (2010), donde se señala la ingesta de excrementos de conejo (*Oryctolagus cuniculus*), siendo la presente nota una nueva aportación sobre el aprovechamiento de las heces de fauna salvaje por esta tortuga.



Figura 1. *T. hermanni hermanni* alimentándose de excrementos de *Meles meles* en el Parque Natural del Montsant.

La coprofagia en la tortuga mediterránea ha sido descrita como estacional dentro de su fenología. Por ejemplo, en Córcega la especie consume de forma habitual excrementos de gato, perro y vaca durante el período estival (Costa *et al.*, 2005). Los mismos autores señalan que esta conducta alimentaria representaría un aporte complementario de humedad, minerales y proteínas a la dieta habitualmente herbívora de la especie en un período de mayor escasez de recursos. Algunas especies de la familia Testudinidae de África, como la tortuga angulada (*Chersina angulata*), consumen de forma regular excrementos de conejo europeo (*Oryctolagus cuniculus*), representando más del 27% de la dieta en verano y otoño (Joshua *et al.*, 2010).

Según McBee (1971), la ingestión de heces por tortugas herbívoras representa el aporte de fermentos, bacterias y microorganismos necesarios para una correcta digestión de la materia vegetal. También el consumo de materiales digeridos por carnívo-

ros (trozos de huesos, dientes, etc...) significa una aportación de minerales para los quelonios terrestres. En Sudáfrica, las tortugas leopardo (*Stigmochelys pardalis*) practican la coprofagia sobre heces de hiena para obtener el calcio usado en el crecimiento del caparazón o el desarrollo de las cáscaras de huevo en época reproductora (Loveridge & Williams, 1957; Branch, 1992). El consumo de excrementos de tejón por parte de la tortuga mediterránea durante el período estival en el Parque Natural de Montsant podría ser una conducta estacional complementaria a la escasez de vegetación durante este período, lo que podría representar para el individuo un importante complemento nutricional.

AGRADECIMIENTOS: Los autores agradecen a N. Miró (Directora del Parque Natural de la Sierra de Montsant) y a J. Nogués (técnico del mismo parque), todas las facilidades dispensadas para el desarrollo de la presente nota. También agradecer a B. Pfaul las sugerencias y aportaciones bibliográficas.

REFERENCIAS

- Bertolero, A. 2010. Tortuga mediterránea – *Testudo hermanni*. In: Salvador, A., Marco, A. (eds.), *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Museo Nacional de Ciencias Naturales. Madrid. <<http://www.vertebradosibericos.org/>> [Consulta: 1 diciembre 2010].
- Branch, B. 1992. *Field guide to the snakes and other reptiles of Southern Africa*. New Holland Publishers. London.
- Budo, J., Capalleras, X., Fèlix, J. & Font, J. 2009. Aportacions sobre l'estudi de l'alimentació de la tortuga mediterrània *Testudo hermanni hermanni* (Gmelin, 1789) a la serra de l'Albera (Catalunya). *Butlletí de la Societat Catalana d'Herpetologia*, 18: 109-115
- Cheyland, M. 2001. *Testudo hermanni* Gmelin, 1789 - Griechische Landschildkröten. 179-289. In: Fritz, U. (eds.), *Handbuch der Reptilien und Amphibien Europas. Band 3/IIIA: Schildkröten (Testudines) I (Bataguridae, Testudinidae, Emydidae)*. Aula-Verlag, Wiebelsheim.
- Costa, C., Nougarede, J. P., & Cheylan, M. 2005. Les tortues de Porto-Vecchio. *Standari*, 1: 10-17.
- Joshua, Q.I., Hofmeyr, M.D. & Henen, B.R. 2010. Seasonal and Site Variation in Angulate Tortoise Diet and Activity. *Journal of Herpetology*, 44: 124-134.
- Loveridge, A. & Williams, E.E. 1957. Revision of the African tortoises and turtles of the suborder Cryptodira. *Bulletin of the Museum Comparative Zoology*, 115: 163-557.
- McBee, R.H. 1971. Significance of intestinal microflora in herbivory. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 2:165-176.
- Muñoz, A., Soler, J. & Martínez Silvestre, A. 2009. Aportaciones al estudio de la alimentación de *Testudo hermanni hermanni* en el Parque Natural de la Sierra de Montsant. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 20: 54-58
- Soave, O. & Brand, C.D. 1991. Coprophagy in animals: a review. *Cornell Veterinarian*, 81: 357-364.
- Soler, J. & Martínez-Silvestre, A. 2010. Projecte de reintroducció de la tortuga mediterrània *Testudo hermanni hermanni* al Parc Natural de la Serra de Montsant. *Memòria 2010. La Morera de Montsant*. Tarragona.

A particular case of a tagged loggerhead sea turtle that naturally expelled a deep hook

J.C. Baez¹, S. Karaa^{2,3}, M.N. Bradai³, J.J. Bellido⁴, S. García-Barcelona¹ & J.A. Camiñas^{1,5}

¹ Instituto Español de Oceanografía. Centro Oceanográfico de Málaga. 29640 Fuengirola. Málaga. C.e.: jcarlos.baez@ma.ieo.es

² Faculté des Sciences de Sfax. Route de Soukra, km 4. B.P. 802 Sfax. 3018, Tunisia.

³ Institut National des Sciences et Technologies de la Mer (centre de Sfax). B.P. 1035 Sfax. 3018, Tunisia.

⁴ Aula del Mar de Málaga. Avda. M. Heredia, 35. 29001 Málaga.

⁵ Current addresses: Fisheries and Aquaculture Department. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). Subdelegación del Gobierno en Málaga. Paseo de Sancha, 64. 29071 Málaga.

Fecha de aceptación: 7 de marzo de 2011.

Key words: by-catch, fishery, longline, sea turtle, western Mediterranean Sea.

RESUMEN: El objetivo del presente trabajo es dar a conocer lo que parece el primer caso documentado de expulsión de un anzuelo de palangre en una tortuga boba en libertad. El ejemplar era un subadulto con una longitud curva mínima del caparazón de 58 cm. Tras ser capturado en el sures-te de Menorca (Islas Baleares) el 11 de junio de 2006, se liberó con un anzuelo. Este no se halló durante la necropsia realizada en Túnez, tras su varamiento como cadáver 691 días después de su liberación. Aunque en estudios previos se han descrito casos similares de ejemplares recuperados en cautividad, se desconoce la frecuencia de hechos similares, así como las características de dichos ejemplares (tamaño, sexo, estado físico).

The surroundings of the Balearic Islands are important feeding areas for thousands of juvenile and subadult loggerhead sea turtles (Camiñas & de la Serna, 1995) coming from nesting areas in the western North Atlantic Ocean (Eckert *et al.*, 2008), Cape Verde Islands (Monzon-Arguello *et al.*, 2010) and eastern Mediterranean Sea (Carreras *et al.*, 2006). Revelles *et al.* (2008) suggests the existence of a permeable barrier between the north and the southwestern Mediterranean basin for loggerhead sea turtles. According to Laurent & Lescure (1994), the southern areas of the coast of Tunisia are a good wintering area for loggerhead turtles. Many authors reported numerous individuals of more than 70 cm SCL (straight carapace length), probably adults, captured in winter in this region, while in summer the bottom shrimp trawlers capture only a few loggerhead turtles (Jribi *et al.*, 2007).

Surface drifting longline is used worldwide by fisheries targeting large pelagic fish, mainly albacore *Thunnus alalunga* (Bonnaterre, 1788), bluefin tuna *Thunnus thynnus* (Linnaeus, 1758), and swordfish *Xiphias gladius* (Linnaeus, 1758). This fishing gear is considered an important threat for marine turtle populations of the western Mediterranean Sea (Camiñas, 1988; Camiñas *et al.*, 2006). Loggerhead turtles caught in surface longline can be killed when the line is brought on board. The main cause of direct mortality due to longlines is drowning (Work & Balazs, 2002). However, the rates of direct mortality are low, estimated between 0.004 and 0.057 dead turtles per 1000 hooks (Camiñas *et al.*, 2006).

There are studies that showed that animals rarely survive after swallowing the hook and usually part of the thread of a surface longline (Bentivegna *et al.*, 1993; Bjørndal *et al.*, 1994) due to the

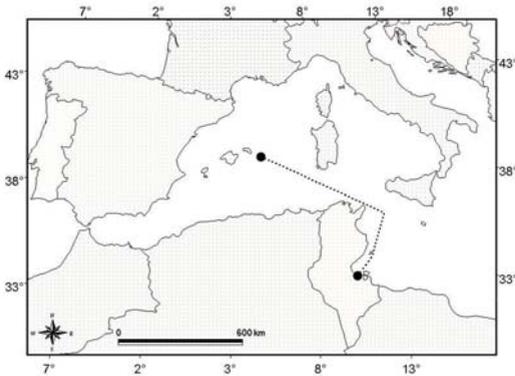


Figure 1. The area of loggerhead turtle release and stranded zone, in the western Mediterranean Sea. We show the release area, the stranded point, and the minimum distance travelled at sea (approximately 1200 km).

Figura 1. El área de la liberación de la tortuga boba y zona de varamiento, en el Mar Mediterráneo occidental. Se muestra el área de liberación, el punto de varamiento, y la distancia mínima recorrida en el mar (aproximadamente 1200 km).

lethal injuries caused by the hooks. Nevertheless, there are evidences of loggerhead survival after being released with an inserted hook (Gerosa & Casale, 1999; Tomás *et al.*, 2001). Several studies reported that captive loggerheads have been able to spontaneously expel the hook through the cloaca with the nylon line attached (Mas & Garcia, 1990; Gerosa & Casale, 1999). However, the frequency of this fact and the characteristics of the specimens (size, sex, fitness) are unknown.

The Spanish Institute of Oceanography has put into practice an onboard observer program in commercial longline vessels that targets highly migratory species with the aim of obtaining direct information on catches and discards of target and by-catch species. The onboard scientific-observer marked 789 turtles in this program. Camiñas & Valeiras (2009) reported 15 recaptures, and recapture sites were: 11 turtles around the Balearic Sea, one turtle in the Alboran Sea, one turtle in Algiers (Algeria), one turtle in the Gulf of Cadiz (southern Iberian peninsula), and one in Cuba.

The aim of this short communication is to present a particular case of a subadult loggerhead turtle captured in the southeast of the Balearic Islands, near to Menorca Island (Mediterranean Sea) on 11 June 2006 and released with a hook in the deep oesophagus in the coordinate 39° 37' North, 04° 56' East. SCL of this specimen was 54 cm (58 cm curved minimum carapace length CCL, according to the transformation function by Báez *et al.*, 2010), and it was caught by a drifting surface longline targeting bluefin tuna (LLJAP) (Valeiras & Camiñas, 2003; Camiñas *et al.*, 2006; García-Barcelona *et al.*, 2010, showed in-depth description of fleet strata and technical characteristics of the fishery). The hooks used by this fleet show a C shaped form. The loggerhead turtle was tagged with a metallic tag, and released with the hook in the deep oesophagus. Loggerhead turtle was stranded dead in Zarat, Gulf of Gabes, Tunisia (33° 41' North, 10° 22' East), approximately 1200 km in minimum distance travelled at sea (Figure 1) on 14 May 2008 (691 days after release). The turtle was 62 cm CCL at the time of the recovery. The calculated growth rate was approximately 2 cm/year, which is within the average growth rate for juvenile loggerhead turtles in the Mediterranean Sea (Casale *et al.*, 2009). During the necropsy no fishing hook was detected, and the intestines had a normal shape.

Bjondal *et al.* (2003) and Casale *et al.* (2007) analyzed the survival probabilities of loggerhead sea turtles estimated from capture-mark-recapture data in the Greater Caribbean and Mediterranean Sea, respectively. According to both papers, there are low probabilities of dead loggerhead recoveries. Casale *et al.* (2007) obtained low estimates of annual survivorship, although this result should be considered with prudence, due to an unknown tag loss rate. In our case the turtle was injured, released and

killed for unknown causes. Thus, in two years the turtle had a very eventful life.

The present case exemplifies that a loggerhead turtle can survive after being released with a hook attached to the deep oesophagus, and that it can be able to spontaneously expel it in wild. Our results, according to previous studies, indicate the difficulties of estimating post-release mortality (Chaloupka *et al.*, 2004), and stress the importance of continuing tag-release programs.

REFERENCES

- Báez, J.C., Macías, D., Puerto, M.A., Camiñas, J.A. & Ortiz de Urbina, J.M. 2010. Análisis biométrico de la tortuga boba, *Caretta caretta* (Linnaeus 1758), en el Mediterráneo occidental. *Collective Volume Scientific Papers ICCAT (International Commission for the Conservation of Atlantic Tunas)*, 65: 2305-2309.
- Bentivegna, F., Cirino, P. & Toscano, A. 1993. Care and treatment of loggerhead sea turtle from the Gulf of Naples, Italy. *Marine Turtles Newsletter*, 61: 6-7.
- Bjorndal, K.A., Bolten, A.B. & Laguarda, C.J. 1994. Ingestion of marine debris by juvenile sea turtles in Costa Florida habitats. *Marine Pollution Bulletin*, 28: 154-158.
- Bjorndal, K.A., Bolten, A.B. & Martins, H.R. 2003. Estimates of survival probabilities for oceanic-stage loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) in the North Atlantic. *Fisheries Bulletin*, 101: 732-736.
- Chaloupka, M., Parker, D. & Balazs, G. 2004. Modelling post-release mortality of loggerhead sea turtles exposed to the Hawaii-based pelagic longline fishery. *Marine Ecology Progress Series*, 280: 285-293.
- Casale, P., Mazaris, A.D., Freggi, D., Vallini, C. & Argano R. 2009. Growth rates and age at adult size of loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) in the Mediterranean Sea, estimated through capture-mark-recapture records. *Scientia Marina*, 73: 589-595.
- Camiñas, J.A. 1988. Incidental captures of *Caretta caretta* with surface long-lines in the western mediterranean. *Rapport Commission Internationale pour la Exploration Scientifique de la Mer Méditerranée*, 31: 285.
- Camiñas, J.A., Báez, J.C., Valeiras, J. & Real, R. 2006. Differential loggerhead by-catch and direct mortality in surface longline according to boat strata and gear type. *Scientia Marina*, 70: 661-665.
- Camiñas, J.A. & de la Serna, J.M. 1995. The loggerhead distribution in the western Mediterranean Sea as deduced from captures by the Spanish longline fishery. 316-323. *In: Llorente, G.A., Montori, A., Santos, X. & Carretero, M.A. (eds.), Scientia Herpetologica*. Universitat de Barcelona, Barcelona.
- Camiñas, J.A. & Valeiras, J. 2009. Tortuga boba. 216-227. *In: Rodríguez-Cabello, C. (cod.), Estudios de marcado y recaptura de especies marinas*. Ed. Instituto Español de Oceanografía. Madrid, Spain.
- Carreras, C., Pont, S., Maffucci, F., Pascual, M., Barcelo, A., Bentivegna, F., Cardona, L., Alegre, F., San Felix, M., Fernandez, G. & Aguilar, A. 2006. Genetic structuring of immature loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) in the Mediterranean Sea reflects water circulation patterns. *Marine Biology*, 149: 1269-1279.
- Casale, P., Mazaris, A.D., Freggi, D., Basso, R. & Argano, R. 2007. Survival probabilities of loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) estimated from capture-mark-recapture data in the Mediterranean Sea. *Scientia Marina*, 71: 365-372.
- Eckert, S.A., Moore, J.E., Dunn, D.C., van Buiten, R.S., Eckert, K.L. & Halpin, P.N. 2008. Modeling loggerhead turtle movement in the Mediterranean: importance of body size and oceanography. *Ecology Application*, 18: 290-308.
- García-Barcelona, S., Ortiz de Urbina, J.M., de la Serna, J.M., Alot, E. & Macías, D. 2010. Seabird by-catch in Spanish Mediterranean large pelagic logline fisheries, 1998-2008. *Aquatic Living Research*. DOI: 10.1051/alr/2010.
- Gerosa, G. & Casale, P. 1999. *Interaction of marine turtles with fisheries in the Mediterranean*. RAC/SPA, Tunis, Tunisia.
- Jribi, I., Bradai, M.N. & Bouain, A. 2007. Impact of trawl fishery on marine turtles in the Gulf of Gabès (Tunisia). *Herpetological Journal*, 17: 110-114.
- Laurent, L. & Lescure, J. 1994. L'hivernage des tortues caouannes *Caretta caretta* dans le sud tunisien. *Revue d'Ecologie (Terre Vie)*, 49: 63-86.
- Mas J. & García P. 1990. Tortues marines dans la zone levantine de la péninsule ibérique. *Rapport de la Commission Internationale pour l'Exploration Scientifique de la mer Méditerranée*, 32: 240.
- Monzón-Arguuello, C., Rico, C., Naro-Maciell, E., Varo-Cruz, N., López P, Marco, A. & López-Jurado, L.F. 2010. Population structure and conservation implications for the loggerhead sea turtle of the Cape Verde Islands. *Conservation Genetics*, 11: 1871-1884.
- Revelles, M., Camiñas, J.A., Cardona, L., Parga, M., Tomás, J., Aguilar, A., Alegre, F., Raga, A., Bertolero, A. & Oliver, G.

2008. Tagging reveals limited exchange of immature loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) between regions in the western Mediterranean. *Scientia Marina*, 72: 511-518.
- Tomas, J., Dominici, A., Nannarelli, S., Forni, L., Badillo, F.J. & Raga, J.A. 2001. From hook to hook: the odyssey of a loggerhead sea turtle in the Mediterranean. *Marine Turtle Newsletter*, 92: 13-14.
- Valeiras, J. & Camiñas, J.A. 2003. The incidental captures of seabirds by Spanish drifting longline fisheries in the Western Mediterranean Sea. *Scientia Marina*, 67: 65-68.
- Work, T.M. & Balazs, G.H. 2002. Necropsy findings in sea turtles taken as by-catch in the North Pacific longline fishery. *Fisheries Bulletin*, 100: 876-880.

Albinismo en un adulto de *Pelophylax perezi* en el sur de Cádiz (SO de la Península Ibérica)

Francisco Jiménez-Cazalla

Avda. Italia, 5. 11205, Algeciras. Cádiz. C.e.: virgatta@yahoo.es

Fecha de aceptación: 13 de diciembre de 2010.

Key words: *Pelophylax perezi*, albinism, province of Cádiz.

Se han descrito numerosas variaciones en el patrón de coloración de la piel de anfibios, siendo el albinismo uno de los casos más destacados (Dyrkacz, 1981). El albinismo está definido como la ausencia de pigmentación determinada genéticamente, o inducida ambientalmente, en animales que, generalmente, son pigmentados (Lawrence, 2000). El albinismo total o parcial ha sido descrito en la mayor parte de los linajes de vertebrados (Sanabria *et al.*, 2010) y, en condiciones no inducidas, se debe a una alteración congénita de la pigmentación dérmica (Brame, 1962) por la expresión de un alelo recesivo (Álvarez de Villar *et al.*, 2007; Sanabria *et al.*, 2010). El fenotipo resultante es de color blanco o amarillento y con los ojos rojos (Diego-Rasilla & Luengo, 2007). Dentro del grupo de los anfibios, son numerosos los trabajos en los que, desde hace décadas, se citan casos de albinismo total o parcial tanto en urodelos (e.g., Flindt, 1985; Mitchell & Church, 2002; Diego-Rasilla *et al.*, 2007) como en anuros (e.g., Eales, 1933; Federighi, 1938; Smallcombe, 1949; Gill *et al.*, 1970; Browder, 1972; Mitchell, 2005; Tazawa *et al.*, 2006; Motte & Cacciali, 2009; Eagleson *et al.*, 2010).

Son frecuentes las referencias sobre casos de albinismo en diferentes especies de anfibios encontrados en la Península Ibérica. Dentro de los urodelos se ha registrado el hallazgo de albinismo en larvas de *Chioglossa lusitanica* (Teixeira *et al.*, 1999), en adultos y larvas de *Salamandra salamandra* (Arribas & Ribera, 1992; Benavides *et al.*, 2000), albinismo parcial en adultos de *Pleurodeles waltl* (Schreitmüller, 1934; Fontanet *et al.*, 1992), *Calotriton asper* (Thiesmeier, 1988), *Triturus marmoratus* (Budó, 1997; Matallanas & Lombarte, 1990; Diego-Rasilla *et al.*, 2007), *Triturus pygmaeus* (Romero & Real, 2007) y *Lissotriton boscai* (Pedrajas *et al.*, 2006; Galán, 2010) y albinismo completo en adultos de esta última especie (Thorn, 1968; Rivera *et al.*, 2001; Galán, 2010). Entre los anuros se han descrito casos de albinismo en larvas de *Alytes obstreticans* (Rivera *et al.*, 1991; Diego-Rasilla & Luengo, 2007), *Alytes cisternasii* (Barnestein & González de la Vega, comunicación personal), *Alytes dickhilleni* (Benavides *et al.*, 2000), *Pelobates cultripes* (Bosch, 1991; Gómez-Serrano, 1994) y *Pelodytes punctatus* (Arribas, 1986); juveniles albinos de *A. dickhilleni* (Benavides *et al.*, 2000) y *P. punctatus* (Arribas, 1986) así como juveniles albinos parciales de *P. cultripes* (Bosch, 1991) y *Rana iberica* (Alarcos *et al.*, 2006).



Figura 1. Adulto de *P. perezi* albino visto en Cádiz.

La presente nota pretende dar a conocer un caso de albinismo en un individuo adulto de *Pelophylax perezi*, ampliando así el número de especies ibéricas en las que ocurre este fenómeno y aumentando el conocimiento sobre su historia natural.

En julio de 2009 se detectó un ejemplar albino de *P. perezi* en el término municipal de Algeciras (Cádiz, UTM 1 x 1 km: 30S TF7703). La observación se produjo en una charca ganadera de aguas permanentes que no tiene grandes oscilaciones de nivel a lo largo del año. La superficie inundada está ocupada en un 70% por *Typha dominguensis* como principal planta emergente. Los alrededores de la charca están formados principalmente por pastizal dedicado al forrajeo de ganado vacuno extensivo (retinto), acebuchal (*Olea europaea* var. *sylvestris*) y matorral disperso. Además de *P. perezi*, la charca es utilizada por *Hyla meridionalis* para su reproducción.

Sólo se ha encontrado un ejemplar adulto con caracteres de albinismo. El individuo presentaba una coloración amarillenta en la mayor parte de la superficie corporal, lo que denota la presencia de xantóforos e iridóforos (Bechtel, 1995), siendo el resto de color blanuzco y careciendo de diseño tanto en el

dorso como en las extremidades (Figura 1). Los ojos presentaban el iris dorado pero el interior de la pupila era de color rojizo lo cual denota la ausencia de pigmentación en esta zona en la que se hacen patentes los capilares sanguíneos (Dyrkacz, 1981). Este diseño fenotípico, con carencia de pigmentación en el tegumento salvo por la presencia de xantóforos y de pigmentos en el iris, pone en evidencia que se trata de un caso de albinismo parcial tal y como lo define Brame (1962) en oposición a los albinos totales que no presentan ninguna área pigmentada en cuerpo y ojos. La longitud cabeza-cloaca estaba comprendida entre los 43 y 48 mm y, por tanto, se trataba de un individuo adulto que ha sido capaz de sobrevivir durante su etapa juvenil. Este hecho resulta bastante raro en casos de albinismo debido a la mayor detectabilidad que presentan frente a los depredadores. El resto de los individuos de *P. perezi* vistos en la charca en los diferentes estadios de desarrollo (larvas, juveniles y adultos) tenían un diseño de coloración típico y su comportamiento era normal. El ejemplar escapó en el mismo punto de captura después de ser fotografiado y no mostró en ningún momento signos de debilidad o enfermedad.

Probablemente se trate del primer caso de albinismo descrito para *P. perezi* en la Península Ibérica ya que, hasta el momento, las únicas anomalías pigmentarias citadas hacen referencia a un caso de flavismo (Renom, 1995) y a varios individuos que mostraban coloración azul, total o parcialmente (González de la Vega, 2010). Es de destacar el hecho de que se trate de un ejemplar adulto ya que la mayoría de las citas de albinismo en anuros ibéricos son de estadios larvarios o juveniles tras pasar la metamorfosis. Esto supone que este individuo con albinismo ha

sobrevivido a la etapa post metamórfica en la que el riesgo de mortalidad por depredación es muy elevado (Wells, 2007).

REFERENCIAS

- Alarcos, C., Ortiz, M.E., Fernández-Beneítez, M.J., Madrigal, J. & Lizana, M. 2006. Un caso de albinismo de rana ibérica en Sanabria (Zamora). *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 17: 44-45.
- Álvarez de Villar, J., Álvarez, T. & Álvarez-Castañeda, S.T. 2007. *Diccionario de Anatomía Comparada de Vertebrados*. Instituto Politécnico Nacional. México.
- Arribas, O. 1986. Albinismo en *Pelodytes punctatus* (Daudin, 1802) (Amphibia, Anura, Pelodytidae). *Revista Española de Herpetología*, 1: 330-334.
- Arribas, O. & Rivera, J. 1992. Albinismo en *Salamandra salamandra* (Linnaeus, 1758) en el noreste ibérico. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 3: 14-15.
- Bechtel, H.B. 1995. *Reptile and amphibian variants: colors, patterns, and scales*. Krieger Publishing Company. Malabar, Florida.
- Benavides, J., Viedma, A., Clivilles, J., Ortiz, A. & Gutiérrez, J.M. 2000. Albinismo en *Alytes dickhilleni* y *Salamandra salamandra* en la Sierra del Castril (Granada). *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 11: 83.
- Bosch, J. 1991. Albinismo en *Pelobates cultripes* (Cuvier 1829) (Amphibia, Anura, Pelobatidae). *Revista Española de Herpetología*, 5: 101-103.
- Brame, A.H. Jr. 1962. A survey of albinism in Salamanders. *Abhandlungen und Berichte für Naturkunde*, 11: 65-81.
- Browder, L. W. 1972. Genetic and Embryological Studies of Albinism in *Rana pipiens*. *Journal of Experimental Zoology*, 180:149.
- 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, M.R. 2007. Varios casos de albinismo en *Alytes obstetricans* (Laurenti, 1768). *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 18: 92.
- Diego-Rasilla, F.J., Luengo, R.M. & Rodríguez-García, L. 2007. *Triturus marmoratus* (Marbled Newt). Albinism. *Herpetological Review*, 38: 68.
- Dyrkacz, S. 1981. Recent instances of albinism in North American amphibians and reptiles. *Society for the Study of Amphibians and Reptiles, Herpetological Circular*, 11: 1-31.
- Eagleson, G.W., van der Heijden, R.A., Roubos, E.W. & Jenks, B.G. 2010. A developmental analysis of periodic albinism in the amphibian *Xenopus laevis*. *General and Comparative Endocrinology*, 168: 302-306.
- Eales, N.B. 1933. Albinism in the common frog. *Nature*, 132: 278-279.
- Federighi, H. 1938. Albinism in *Rana pipiens* Shreber. *Antioch College, Ohio*, 38: 37-40.
- Flindt, R. 1985. Latenter albinismen und missbildungen bei Kaulquappen von Wechselkröten *Bufo viridis* Laurenti, 1768. *Salamandra*, 21: 298-303.
- Fontanet, X., Montori, A., Llorente, G.A., García-Serra, N., Carretero, M.A., Santos, X., Llorente, C. & Pascual, X. 1992. *Pleurodeles waltl* (Iberian Newt). Albinism. *Herpetological Review*, 23: 79.
- Galán, P. 2010. Mutación leucística en *Lisotriton boscai* de Galicia. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 21: 58-61.
- Gill, S.J., Richards C.M. & Nace, G.W. 1970. Biochemical and Developmental Studies on Albinism in *Rana pipiens*. *American Zoologist*, 10: 529.
- Gómez-Serrano, M.A. 1984. Un nuevo caso de albinismo en *Pelobates cultripes*. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 5: 36.
- González de la Vega, J.P. 2010. Atlas Herpetológico de Andalucía. <http://www.anfibios-reptiles> [Consulta: 19 junio 2010].
- Lawrence, E. 2000. *Henderson's dictionary of biological terms*. Twelfth edition. Pearson Prentice Hall. London.
- Matallanas, J. & Lombarte, M.A.A. 1990. À propos d'un cas d'albinisme chez *Triturus marmoratus* (Latreille, 1800) (Amphibia, Urodela) de la Catalogne. *Bulleti de la Institució Catalana d'Història Natural*, 58: 83-85.
- Mitchell J.C. 2005. Albinism in american bullfrog (*Rana catesbeiana*) tadpoles from Virginia. *Banisteria*, 25: 51.
- Mitchell J.C. & Church, D.R. 2002. Leucistic Marbled Salamanders (*Ambystoma opacum*) in Virginia. *Banisteria*, 20: 67-69.
- Motte, M. & Cacciali, P. 2009. Albinismo en estado larval de *Trachycephalus venulosus* (Anura: Hylidae). *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 20: 65-67.
- Pedrajas, L., Ceacero, E., Rodríguez, M. & Villodre, A. 2006. Coloración atípica en un macho de *Lisotriton boscai* (Lataste, 1879). *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 17: 34-35.
- Renom, P. 1995. Coloración anómala en un individuo de *Rana perezi* en la provincia de Gerona. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 6: 9-10.
- Rivera, J., Aguilar, F. & Solans, D. 1991. Un nuevo caso de albinismo en *Alytes obstetricans* (Laurenti, 1768) (Amphibia: Anura: Discoglossidae). *Revista Española de Herpetología*, 5: 105-107.
- Rivera, X., Martí, F. & Arribas, O. 2001. Anomalías pigmentarias en anfibios y reptiles. *Quercus*, 180: 18-22.
- Romero, D. & Real, R. 2007. Albinismo parcial en un macho de *Triturus pygmaeus* (Wolterstorff, 1905). *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 18: 93.
- Sanabria, E.A., Quiroga, L. B. & Laspier, A. 2010. First Record of Partial Albinism and Scoliosis in *Odontophrynus occidentalis* Tadpoles (Anura: Cycloramphidae). *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 53: 641-642.
- Schreitmüller, W. 1934. Ein partiell albinotischer *Pleurodeles waltl* Mich (Spanischer Rippenmolch). *Zoologischer Anzeiger*, 108: 95.
- Smallcombe, W. A. 1949. Albinism in *Rana temporaria*. *Journal of Genetics*, 49:286.

- Tazawa, I., Okumoto, H. & Kashiwagi, A. 2006. Skin pigimentary variants in *Rana nigromaculata*. *Journal of Clinical Biochemistry and Nutrition*, 38:195-203.
- Teixeira, J., Ferrad, N. & Arntzen, J.W. 1999. A larval albino of the golean-striped salamander, *Chioglossa lusitanica*. *The Herpetological Bulletin*, 68: 5-6.
- Thiesmeier, B. & Hornberg, C. 1988. Eine leukistische larve von *Euproctus asper* (Dugès, 1852) (Caudata: Salamandridae). *Salamandra*, 24: 187-188.
- Thorn, R. 1968. *Les salamandres d'Europe, d'Asie et d'Afrique du Nord*. Ed. P. Lechevalier. Paris.
- Wells, K.D. 2007. *The Ecology and Behavior of Amphibians*. The University of Chicago Press. Chicago and London.

Anfibios con malformaciones en el Parque Natural das Fragas do Eume (A Coruña, Galicia)

Pedro Galán

Departamento de Bioloxía Animal, Bioloxía Vexetal e Ecoloxía. Facultade de Ciencias. Universidade da Coruña. Campus da Zapateira, s/n. 15071 A Coruña. C.e.: pgalan@udc.es

Fecha de aceptación: 3 de febrero de 2011.

Key words: *Triturus marmoratus*, *Rana temporaria*, Galicia, malformations, limb abnormalities.

La existencia de anfibios que muestran anomalías en su cuerpo es conocida en diversas partes del mundo. Existe una abundante documentación sobre su frecuencia de aparición y las posibles causas de estas malformaciones (Souder, 2000; Ankley *et al.*, 2004; Lannoo, 2008), aunque en España no se conocen muchos datos (García-París *et al.*, 2004). Así, por ejemplo, Diego-Rasilla (2000) cita casos de polidactilia y dedos fusionados en dos ejemplares de *Triturus marmoratus* de Burgos. En el caso de Galicia sólo se conoce una referencia aparecida en la prensa diaria sobre un ejemplar de *Rana iberica* con una extremidad posterior supernumeraria y 10 dedos en una de las patas, encontrado en Muros, A Coruña, en 2007 (La Opinión Coruña, 2007; M.J. Servia, comunicación personal).

En la presente nota se comunica el hallazgo de dos individuos con malformaciones, pertenecientes a dos especies diferentes de anfibios, observados en un espacio natural protegido de Galicia.

El 27 de febrero de 1999 se encontró en la localidad de A Alameda, en el Parque Natural das Fragas do Eume (A Coruña; UTM 1x1 km:

29T NJ7108; 30 msnm) un macho adulto de *T. marmoratus* que tenía en la extremidad anterior izquierda dos “manos”. Sobre la mano normal aparecía otra, también con cinco dedos, pero más delgados que los de la extremidad normal (Figura 1).

El ejemplar se encontraba en el agua, en un canal de cuneta al lado de la carretera, de 30 cm de ancho y 10 cm de profundidad, sin corriente y fondo cubierto de hojarasca y limo. Este canal se encuentra en un bosque de ribera de *Alnus glu-*



Foto Pedro Galán

Figura 1. Macho adulto de *T. marmoratus* del Parque Natural de las Fragas do Eume (A Coruña) mostrando dos “manos” izquierdas. Sobre la extremidad normal aparece otra mano, también con cinco dedos, pero más delgados que la otra.

tinosa, a unos 30 m del río Eume y en él se encontraba también una numerosa población de *Lissotriton boscai* y *Lissotriton helveticus*, ninguno de los cuales mostraba ninguna malformación. El ejemplar fue devuelto al agua después de ser fotografiado. Esta zona ha sido muestreada anualmente desde entonces, sin volverse a encontrar ningún otro tritón con malformaciones.

En el mismo Parque Natural, pero en otra zona (Cal Grande, UTM 1x1 km: 29T NJ7207; 53 msnm) se encontró al año siguiente, el 23 de marzo de 2000, un juvenil de *Rana temporaria* al que le faltaba la extremidad anterior izquierda. En la zona donde debería estar la extremidad perdida no se apreciaba ninguna herida o cicatriz, mostrando la piel lisa, por lo que esta pérdida no se debía a una amputación. Este ejemplar, que no fue fotografiado y que se liberó tras ser examinado, se encontraba al lado de un arroyo sobre lecho pedregoso en un bosque mixto dominado por *Quercus robur* y *Laurus nobilis*, con pies dispersos de *Eucalyptus globulus*. Se observaron en esa misma zona otros cuatro ejemplares más de *R. temporaria*, así como tres de *R. iberica*, que no mostraban ninguna malformación. Tampoco se volvieron a encontrar otros individuos con estas características en los muestreos realizados anualmente en la zona desde ese año hasta la actualidad.

Desde comienzos de la década de 1990 se han publicado numerosos informes de anfibios con anomalías esqueléticas, que incluyen extremidades deformadas, ausentes o supernumerarias (Souden, 2000; Ankley *et al.*, 2004; Lannoo, 2008). Estas malformaciones han sido potencialmente atribuidas a la contaminación química, radiación ultravioleta B, depredación e infección de parásitos, especialmente tremátodos (Ouellet, 2000; Ankley *et al.*, 2004), con diferente evidencia del efecto producido por cada una de estas causas (Lannoo, 2008). También se ha demostrado que puede existir un efecto sinérgico entre diferentes factores, como las

concentraciones elevadas de productos químicos utilizados en la agricultura y las malformaciones producidas por los tremátodos (Kiesecker, 2002).

En el caso de los urodelos, se han encontrado poblaciones que mostraban una elevada frecuencia de malformaciones en las extremidades (Worthington, 1974; Session & Ruth, 1990), muchas de las cuales se han atribuido a la infección por el tremátodo *Ribeiroia ondatrae* (Johnson *et al.*, 1999, 2002, 2003). En otras ocasiones, especialmente en el caso de extremidades o dedos perdidos, los pequeños depredadores, como los insectos acuáticos o las sanguijuelas, podrían ser los responsables de las malformaciones observadas (Johnston *et al.*, 2006). Esta causa de deformidad se ha podido comprobar experimentalmente, destacando que en muchos casos de anfibios con extremidades perdidas, ni la infección por parásitos ni la contaminación por pesticidas pueden explicar las deformidades observadas, sugiriendo que los pequeños depredadores con efectos subletales pueden ser una convincente explicación de esta pérdida de extremidades (Bowerman *et al.*, 2010).

En el caso de extremidades supernumerarias, principalmente en urodelos, Johnson *et al.* (2006) proponen un efecto combinado de depredación e infección parasitaria. Mediante un estudio experimental y de campo, observaron que las larvas de urodelos con heridas causadas por depredadores mostraban tasas muy superiores de infección por *R. ondatrae* y de aparición de dedos y extremidades supernumerarias a las no heridas. Destacan estos autores que sus resultados pueden explicar las malformaciones (extremidades supernumerarias) observadas en poblaciones naturales de urodelos (Johnson *et al.*, 2006).

Carecemos de datos que nos puedan orientar sobre las causas de las malformaciones observadas en estos anfibios de las Fragas do Eume, pero es probable que estén relacionadas con las que señalan los autores citados

anteriormente. En el caso de *T. marmoratus*, los dedos supernumerarios pueden deberse al efecto combinado de depredación e infección parasitaria, según el mecanismo descrito por

Johnson *et al.* (2006). En el caso de *R. temporaria*, la extremidad perdida puede deberse a los efectos subletales de pequeños depredadores acuáticos (Bowerman *et al.*, 2010).

REFERENCIAS

- Ankley, G.T., Degitz, S.J., Diamond, S.A. & Tietge, J.E. 2004. Assessment of environmental stressors potentially responsible for malformations in North American anuran amphibians. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 58: 7-16.
- Bowerman, J., Johnson, P.T.J. & Bowerman, T. 2010. Sublethal predators and their injured prey: linking aquatic predators and severe limb abnormalities in amphibians. *Ecology*, 91: 242-251.
- Diego-Rasilla, F.J. 2000. Malformaciones en una población de *Triturus marmoratus*. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 11: 88-89.
- García-París, M., Montori, A. & Herrero, P. 2004. Amphibia, Lissamphibia. In: Ramos, M.A. *et al.* (eds.). *Fauna Ibérica*, Vol. 24. Museo Nacional de Ciencias Naturales. CSIC. Madrid.
- Johnson, P.T.J., Lunde, K.B., Ritchie, E.G. & Launer, A.E. 1999. The effect of trematode infection on amphibian limb development and survivorships. *Science*, 284: 802-804.
- Johnson, P.T.J., Lunde, K.B., Thurman, E.M., Ritchie, E.G., Wray, S.W., Sutherland, D.R., Kapfer, J.M., Frest, T.J., Bowerman, J. & Blaustein, A.R. 2002. Parasite (*Ribeiroia ondatrae*) infection linked to amphibian malformations in the western United States. *Ecological Monographs*, 72: 151-168.
- Johnson, P.T.J., Lunde, K.B., Zelmer, D.A. & Werner, J.K. 2003. Limb deformities as an emerging parasitic disease in amphibians: evidence from museum specimens and resurvey data. *Conservation Biology*, 17: 1724-1737.
- Johnson, P.T.J., Preu, E.R., Sutherland, D.R., Romansic, J.M., Han, B. & Blaustein, A.R. 2006. Adding infection to injury: synergistic effects of predation and parasitism on amphibian malformations. *Ecology*, 87: 2227-2235.
- Kiesecker, J.M. 2002. Synergism between trematode infection and pesticide exposure: a link to amphibian limb deformities in nature? *Proceedings of the National Academy of Sciences, USA*, 99: 9900-9904.
- La Opinión Coruña. 2007. Las ranas mutantes de Muros. <<http://www.laopinioncoruna.es> 05-12-2007> [Consulta: 15 diciembre 2010].
- Lannoo, M. 2008. *Malformed Frogs, the Collapse of Aquatic Ecosystems*. University of California Press. Berkeley.
- Ouellet, M. 2000. Amphibian deformities: current state of knowledge. 617-661. In: Linder, G., Bishop, C.A. & Sparling, D.W. (eds.), *Ecotoxicology of Amphibians and Reptiles*. Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC) Press. Pensacola, Florida.
- Sessions, S.K. & Ruth, S.B. 1990. Explanation for naturally occurring supernumerary limbs in amphibians. *Journal of Experimental Zoology*, 254: 38-47.
- Souder, W. 2000. *A plague of frogs*. Hyperion. New York, USA.
- Worthington, R.D. 1974. High incidence of anomalies in a natural population of spotted salamanders, *Ambystoma maculatum*. *Herpetologica*, 30: 216-220.

Pedomorfosis de *Lissotriton boscai* a gran profundidad en una laguna de alta montaña (Sierra Segundera, NO de Zamora)

Javier Morales¹ & Daniel Cruz²

¹ Dpto. de Biología Animal, Universidad de Salamanca. 37007. Salamanca. C.e.: mormarja@usal.es

² GEMOSCLERA. Asociación Cultural para la Difusión del Conocimiento de los Humedales y su Conservación. Las Rozas, Madrid.

Fecha de aceptación: 24 de febrero de 2011.

Key words: Bosca's newt, pedomorphosis, depth, high mountain lake, Sierra Segundera, NW Spain.

Lissotriton boscai (Lataste, 1879) es una especie frecuente en arroyos y humedales someros del oeste de la Península Ibérica (Barbadillo, 1987; Díaz-Paniagua, 2002). Su distribución, de patrón endémico ibérico-occidental, es casi continua a lo largo de toda la vertiente atlánti-

ca peninsular. Estando presente en las zonas mesetarias y en las depresiones fluviales, es abundante especialmente en zonas montañosas donde habita complejos lagunares, arroyos y manantiales de aguas frías y limpias (Caetano, 1997) y donde utiliza charcas someras y orillas

de lagunas y turberas con praderas semi-sumergidas como lugar de puesta (Barbadillo, 1987; Balado *et al.*, 1995; Díaz-Paniagua, 2002).

Se conoce su distribución altitudinal hasta cotas próximas a 1800 msnm en las sierras del Sistema Central (Lizana *et al.*, 1988, 1990; Morales *et al.*, 2002; Martínez-Solano, 2006) y en la Cordillera Cantábrica occidental (Balado *et al.*, 1995), si bien es una especie que habita con preferencia rangos altitudinales intermedios y zonas de clima mediterráneo templado y oceánico de ombrotipo húmedo (Barbadillo, 1987; Díaz-Paniagua, 2002).

En el complejo lagunar de Sierra Segundera (NO de Zamora) se puede encontrar a *L. boscai* formando parte de unas comunidades de anfibios diversas que alcanzan densidades elevadas en todo tipo de ecosistemas acuáticos, naturales y artificiales (Pollo *et al.*, 1998; datos propios), siendo más abundante en las laderas de piedesierra con arroyos nacientes. Dicho complejo de origen glaciar está formado por numerosos sistemas de lagunillas y turberas someras, y nueve lagunas y cinco embalses de mayor entidad (Aldasoro *et al.*, 1991). Los datos de la estación meteorológica de Moncabril (1710 msnm) indican que la penillanura glaciar tiene un clima oceánico submediterráneo, de ombrotipo húmedo y termotipo orotemperado.

La laguna de la Clara (UTM: 29T PG8060; 1605 msnm) presenta unas paredes muy verticales debido a su origen geológico y es el único humedal que posee una profundidad superior a los 15 m (Negro, 2005). En las escasas orillas poco escarpadas existen praderas sumergidas hasta la profundidad de penetración de la luz solar (superior a 10 m, datos propios), constituidas por comunidades de *Subularia aquatica*, *Isoetes velatum*, *Nitella flexilis*, *Nitella hyalina* y diversos musgos acuáticos propios de aguas oligotróficas de los géneros *Sphagnum*, *Fontinalis* y otros

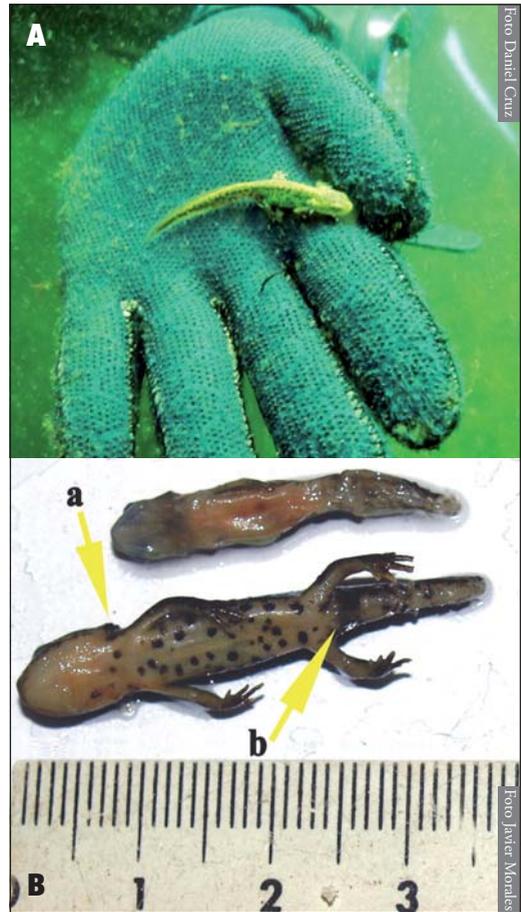


Figura 1. A) Individuo pedomórfico de *L. boscai* fotografiado a 10 m de profundidad. B) *L. boscai* pedomórfico (abajo) junto a una larva, en peor estado de conservación, encontrados muertos en la pradera sumergida a gran profundidad. Las flechas señalan los restos de branquias (a) y la cloaca ligeramente abultada (b).

(Aldasoro *et al.*, 1991; Negro, 2005). Además de *L. boscai* son de presencia habitual en sus orillas *Rana iberica*, *Bufo bufo*, *Epidalea calamita*, *Alytes obstetricans* y *Pelophylax perezi*. En la laguna no existe ictiofauna autóctona, más allá de la introducción más o menos reciente de *Achondrostoma arcasii* y *Salmo trutta* (datos propios).

Las observaciones objeto de este trabajo se realizaron en septiembre y noviembre de 2010 durante dos inmersiones con equipo autónomo de respiración cuyo objeto principal fue localizar

fauna y flora sumergida a profundidades superiores a la de penetración de la luz y detectar indicios de contaminación antropogénica en los fondos de la laguna. El equipo estuvo compuesto por tres personas, dos bajo el agua y otra recorriendo simultáneamente las orillas de la laguna. En el contorno de ésta no se observó ninguno de los dos días la presencia de tritones adultos, y tampoco en los puntos de entrada y salida del agua.

Los individuos pedomórficos de *L. boscai*, en número de cuatro a seis, fueron observados en varios puntos en zonas de praderas sumergidas a unos 10 m y refugiados entre los esfagnos e isetes. A esta profundidad se registró una temperatura similar en ambas inmersiones de 12° C (11 de septiembre de 2010) y 8.3° C (6 de noviembre de 2010). También se localizó una cantidad mayor (> 20, aunque no precisada por la escasa visibilidad) de larvas de *R. iberica*, aunque únicamente en la inmersión de septiembre. Asimismo se constató la presencia muy escasa a esa profundidad de *S. trutta*, y más habitual de pequeños cardúmenes de *A. arcasi*.

El análisis de las fotografías subacuáticas tomadas a 10 m de profundidad (Figura 1A) y de un ejemplar encontrado recién muerto (11 de septiembre de 2010) nos permitió identificar los ejemplares como de fenotipo pedomórfico, aunque con morfología externa mixta, presentando típicas branquias larvarias externas (reducidas respecto al tamaño habitual), tamaño superior a

35 mm (longitud total), labios de la cloaca desarrollados y morfología externa cefálica próxima al estadio adulto (Figura 1B). Asimismo, la pigmentación con un patrón de manchas irregulares y grandes (García-París, 1985; Barbadillo, 1987) no corresponde al estadio larvario. La cresta caudal de estos ejemplares presenta un remate apical alto y poco apuntado y la relación entre la longitud corporal y la cola es > 1 : 1, dos caracteres más propios de las larvas (Barbadillo, 1987).

En la bibliografía científica consultada no se ha encontrado referencia alguna a la presencia de tritones a profundidades similares en la Península Ibérica (Tabla 1), representando por lo tanto 10 m la máxima profundidad europea observada para este grupo. Ceacero *et al.* (2010) recogen la presencia de individuos pedomórficos de tres urodelos en medios someros y / o temporales de ámbito meridional ibérico, resaltando que se trata de una estrategia poco habitual, y hacen una revisión de citas de larvas invernantes para nueve de los 10 urodelos ibéricos, que sí resultan haber sido más veces documentadas.

Denoël (2004) y Denoël *et al.* (2001, 2009) recogen la existencia facultativa de pedomorfosis de forma habitual en lagos alpinos profundos de Centroeuropa para otros tritones como *Mesotriton alpestris*, *Lissotriton vulgaris* y *L. helveticus*; y Schabetsberger *et al.* (2004) para *Triturus carnifex*. En ámbito pirenaico oriental Despax (1921, citado en Martínez Rica,

Tabla 1. Profundidades máximas encontradas para algunos tritones que habitan en medios acuáticos profundos de alta montaña.

Especie	Medios acuáticos, Localidad	Profundidad (m)	Referencia
<i>Lissotriton boscai</i>	Laguna Clara, Sierra Segundera	10	este estudio
<i>Lissotriton vulgaris</i>	charcas, Oxfordshire	4	Bell & Lawton, 1975
<i>Mesotriton alpestris</i>	lagunas, Cordilleras de los Alpes	9	Schabetsberger & Jersabek, 1995
	lagunas, Montes Tymphi	4,95	Denoël, 2004
<i>Taricha granulosa</i>	zonas montañosas de EEUU	12	Jones <i>et al.</i> , 2005
<i>Triturus carnifex</i>	lagunas, Cordilleras de los Alpes	4,1	Schabetsberger <i>et al.</i> , 2004

Tabla 2. Relación de referencias donde se ha constatado la presencia de urodelos pedomórficos en lagos profundos de alta montaña. Países (códigos O.N.U. de 3 letras): ALB: Albania, AUT: Austria, BIH: Bosnia y Herzegovina, ESP: España, FRA: Francia, GRC: Grecia, ITA: Italia, SVN: Eslovenia, YUG: Yugoslavia (Serbia y Montenegro).

Especie	País	Rangos de altitud (msnm)	Profundidad máxima (m)	Referencia
<i>Lissotriton boscai</i>	ESP	1605	15,1	este estudio
<i>Lissotriton helveticus</i>	FRA	1964	15	Martínez Rica, 1983
<i>Lissotriton vulgaris</i>	YUG	1440 - 1730	13 - 24,5	Ivanovlć & Kaležlć, 2005
<i>Mesotriton alpestris</i>	ALB	1892 - 2124	> 5	Denoël <i>et al.</i> , 2001
	BIH	1380 - 1640	5 - 12	Denoël <i>et al.</i> , 2001
	ITA	1548 - 1730	> 5	Denoël <i>et al.</i> , 2001
	SVN	1428	11	Denoël <i>et al.</i> , 2001
	YUG	1411 - 1970	5,1 - 17	Denoël <i>et al.</i> , 2001
	AUT	1282	> 5	Schabetsberger <i>et al.</i> , 2004
	ESP	2060	> 13	Arribas, 2008
	FRA	1950	7,5	Denoël, 2002; Denoël <i>et al.</i> , 2007
GRC	2000	5	Denoël & Schabetsberger, 2003; Denoël, 2004	
YUG	1440 - 1730	13 - 24,5	Ivanovlć & Kaležlć, 2005	

1983) constata la presencia de larvas pedomórficas de *L. helveticus* en el lago de la Pradella y Arribas (2008) recoge la presencia de *M. alpestris* pedomórficos en el lago de Fuentes Carrionas (Cordillera Cantábrica).

Están documentadas concentraciones de tritones pedomórficos a elevadas profundidades, similares a las observadas ahora en la Clara, únicamente para *M. alpestris* en lagos alpinos (Tabla 2). Esta estrategia vital facultativa permite a los urodelos que habitan humedales permanentes el reparto de los nichos subacuáticos (Denoël & Joly, 2001a, b; Denoël, 2002) y el uso heterocrónico de los recursos tróficos entre adultos insectívoros (en sentido amplio) y larvas planctófagas (Barbadillo, 1987; Denoël *et al.*, 1999; Denoël & Joly, 2000, 2001a).

Bosch & Martínez-Solano (2003) analizan los principales factores que condicionan la reproducción de los tritones en lagunas de ecología similar, donde *M. alpestris* se reparte los lugares de puesta con otros urodelos debido a la necesidad de utilizar las plantas sumergidas para proteger los huevos de la depredación. La escasa productividad en las orillas de la Clara (Negro, 2005)

podría permitir a los estadios pre-metamórficos utilizar las praderas sumergidas como ambientes estables para el refugio, ampliando su fase acuática activa a todo el periodo invernal. La inmersión a una cierta profundidad podría permitir a esta parte de la población que no completa su metamorfosis refugiarse durante el invierno de un medio aéreo mucho más hostil en las orillas congeladas de las lagunas (hasta 22 cm de hielo en febrero de 1994; Negro, 2005) y así permitirle extender su periodo de actividad anual.

Por el momento se ignora cual es el alcance de esta estrategia en el complejo lagunar de Sierra Segundera, su frecuencia y el factor que la induce en estos humedales que tienen actualmente buen estado de conservación, y en particular en la Clara. Los datos aportados en esta primera observación sin duda necesitarían ser estudiados a conciencia en un futuro próximo ya que permiten objetivar el valor de los humedales ibéricos de altitud como indicadores ambientales a gran escala.

AGRADECIMIENTOS: Las inmersiones contaron con la autorización y supervisión de las autoridades ambienta-

les del Parque Natural del Lago de Sanabria y Alrededores, así como con el preceptivo plan de seguridad de la inmersión y de minimización de impactos en

las orillas realizado por el equipo LIMNOSUB de la Asociación GEMOSCLERA. El Dr. M. Lizana mejoró notablemente un borrador previo de este trabajo.

REFERENCIAS

- Aldasoro, J.J., de Hoyos, C. & Vega, J.C. 1991. *Estudio del Sistema de Lagunas de las Sierras Segundera y Cabrena*. Monografías de la Red de Espacios Naturales de Castilla y León. Ed. Junta de Castilla y León, Valladolid.
- Arribas, O. 2008. Neotenia y longitud excepcional en *Mesotriton alpestris* de Fuentes Carrionas (Palencia). *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 19: 23-24.
- 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. Tomo 1: Peixes, Anfibios, Réptiles e Mamíferos*. Agencia Gráfica, S. A. Santiago de Compostela.
- Barbadillo, L.J. 1987. *La guía de INCAFO de los Anfibios y Reptiles de la Península Ibérica, Islas Baleares y Canarias*. Ed. INCAFO, Madrid.
- Bell, G. & Lawton, J.H. 1975. The ecology of the eggs and larvae of the smooth newt (*Triturus vulgaris* Linn.). *The Journal of Animal Ecology*, 44: 393-423.
- Bosch, J. & Martínez-Solano, I. 2003. Factors influencing occupancy of breeding ponds in a montane amphibian assemblage. *Journal of Herpetology*, 37: 410-413.
- Caetano, M.H. 1997. *Triturus boscai* (Latate, 1879). 74-75. In: Gasc, J.P. et al. (eds.), *Atlas of amphibians and reptiles in Europe*. Societas Europaea Herpetologica. Museum National d'Histoire Naturelle, Paris.
- Ceacero, F., Donaire-Barroso, D., García-Muñoz, E., Beltrán, J.F. & Tejedó, M. 2010. On the occurrence of facultative paedomorphosis in the three newt species of Southern Iberian Peninsula (Amphibia, Salamandridae). *Amphibia-Reptilia*, 31: 571-575.
- Denoël, M. 2002. Paedomorphosis in the Alpine newt (*Triturus alpestris*): decoupling behavioural and morphological change. *Behavioral Ecology & Sociobiology*, 52: 394-399.
- Denoël, M. 2004. Terrestrial versus aquatic foraging in juvenile Alpine newts (*Triturus alpestris*). *Ecoscience*, 11: 404-409.
- Denoël, M. & Joly, P. 2000. Neoteny and progenesis as two heterochronic processes involved in paedomorphosis in *Triturus alpestris* (Amphibia: Caudata). *Proceedings Royal Society of London*, B 267: 1481-1485.
- Denoël, M. & Joly, P. 2001a. Adaptive significance of facultative paedomorphosis in *Triturus alpestris* (Amphibia, Caudata): resource partitioning in an Alpine lake. *Freshwater Biology*, 46: 1387-1396.
- Denoël, M. & Joly, P. 2001b. Size-related predation reduces intramorph competition in paedomorphic Alpine newts. *Canadian Journal Zoology*, 79: 943-948.
- Denoël, M. & Schabetsberger, R. 2003. Resource partitioning in two heterochronic populations of Greek Alpine newts, *Triturus alpestris veluchiensis*. *Acta Oecologica*, 24: 55-64.
- Denoël, M., Joly P. & Poncin, P. 1999. Facultative paedomorphosis in the Alpine newt, *Triturus alpestris alpestris*: feeding habits and habitat use in an Alpine lake. 89-94. In: Miaud, C. & Guyétant, R. (eds.), *Current Studies in Herpetology*. Societas Europaea Herpetologica, Le Bourget du Lac.
- Denoël, M., Duguet, R., Dzukic, G., Kalezić, M. & Mazzotti, S. 2001. Biogeography and ecology of paedomorphosis in *Triturus alpestris* (Amphibia, Caudata). *Journal of Biogeography*, 28: 1271-1280.
- Denoël, M., Lena J.P. & Joly, P. 2007. Morph switching in a dimorphic population of *Triturus alpestris* (Amphibia, Caudata). *Evolutionary Ecology*, 21: 325-335.
- Denoël, M., Ivanovic, A., Džukić, G. & Kalezić, M. 2009. Sexual size dimorphism in the evolutionary context of facultative paedomorphosis: insights from European newts. *BMC Evolutionary Biology*, 9: 278. <<http://www.biomed-central.com/>> [Consulta: 31 enero 2011].
- Díaz-Paniagua, C. 2002. *Lissotriton boscai*. 61-63. In: Pleguezuelos, J.M., Márquez, R. & Lizana, M. (eds.), *Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España*. Ministerio de Medio Ambiente - Asociación Herpetológica Española. Madrid.
- García-París, M. 1985. *Los anfibios de España*. Ed. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid.
- Jones, L., Leonard, W. & Olson, D. 2005. *Amphibians of the Pacific Northwest*. Seattle, WA. Seattle Audubon Society.
- Ivanovlć, A. & Kalezić, M.L. 2005. Facultative paedomorphosis and developmental stability in European newts (*Triturus* spp. salamandridae): Ontogenetic aspect. *Italian Journal of Zoology*, 72: 265 - 270.
- Lizana, M., Ciudad, M.J. & Pérez-Mellado, V. 1988. Distribución altitudinal de la herpetofauna en el macizo central de la Sierra de Gredos. *Revista Española de Herpetología*, 3: 55-67.
- Lizana, M., Pérez-Mellado, V. & Ciudad, M.J. 1990. Analysis of the structure of fan amphibian community in the Central System of Spain. *Herpetological Journal*, 1: 435-446.
- Martínez Rica, J.P. 1983. Atlas herpetológico del Pirineo. *Munibe*, 35: 51-80.
- Martínez-Solano, I. 2006. Atlas de distribución y estado de conservación de los anfibios de la comunidad de Madrid. *Graellsia*, 62(ne): 253-291.
- Morales, J., Lizana, M. & Del Arco, M.C. 2002. Análisis de la distribución altitudinal de la herpetofauna en las sierras de Segovia. *Revista Española de Herpetología*, 16: 29-42.
- Negro, A.I. 2005. *Ecología del fitoplancton de lagunas y turberas de las Sierras Segundera y Cabrena y de la Cordillera Cantábrica*. Tesis Doctoral. Universidad de Salamanca. Salamanca.
- Pollo, C.J., Velasco, J.C. & González Sánchez, N. 1998. Parque Natural del Lago de Sanabria y alrededores. 125-129. In: Santos, Carretero, Llorente & Montori (eds.), *Inventario de las áreas importantes para los anfibios y reptiles de España*. Colección Técnica. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid. <

dad/temas/conservacion-de-especies-amenazadas/SANA-BRIA_tcm11-20474.pdf> [Consulta: 31 enero 2011]
 Schabetsberger, R. & Jersabek, C. 2004. Shallow males, deep females: sex-biased differences in habitat distribution of the freshwater calanoid copepod *Arctodiaptomus alpinus*.

Ecography, 27: 506-520.
 Schabetsberger, R., Jehle, R., Maletzky, A., Pesta, J. & Sztatecsny, M. 2004. Delineation of terrestrial reserves for amphibians: post-breeding migrations of Italian crested newts (*Triturus cristatus*) at high altitude. *Biological Conservation*, 117: 95-104.

Descenso brusco de temperaturas y nevadas tardías como causas de mortalidad de anfibios durante el período reproductor

Albert Montori¹, Guillem Giner², Xavier Béjar³ & David Álvarez⁴

¹ Dpto. de Biología Animal. Facultad de Biología. Universidad de Barcelona. Av. Diagonal, 645. 08028 Barcelona. C.e.: amontori@ub.edu

² Cl. Major, 6. 5º. 43201 Reus. Tarragona.

³ Delegació de la Garrotxa de la Institució Catalana d'Història Natural. Fontanella, 3. 17800 Olot. Girona.

⁴ Departamento de Biología de Organismos y Sistemas. Unidad de Ecología. Universidad de Oviedo. 33071 Oviedo.

Fecha de aceptación: 8 de marzo de 2011.

Key words: amphibian mortality, declining, cold temperatures, snowfall.

Los efectos del cambio climático en la actividad reproductora de los anfibios pueden traducirse en profundas alteraciones de su estructura y fenología poblacional, al tiempo que las especies más sensibles pueden llegar a declinar como consecuencia de estos cambios (Blaustein *et al.*, 2001). Beebe (1995) en el Reino Unido observó que el período reproductor de tres especies se había adelantado como consecuencia del calentamiento global. Por otra parte, existen algunas evidencias que indican que los cambios a corto plazo en el clima pueden ocasionar el declive de las poblaciones de anfibios (Blaustein *et al.*, 2010). Así, en el sureste de Brasil la desaparición de varias especies en la década de los 1970s se atribuyó a inusuales heladas (Heyer *et al.*, 1988). En el presente estudio describimos la mortalidad observada en varios episodios de descenso brusco de temperaturas, en ocasiones acompañados de nevadas intensas, en Cataluña y en Asturias en los últimos años.

-21/02/2005 (X. Béjar): charca del Reig (31T X:448483 ; Y: 4668934 ; 1120 msnm) y charca de Els Plans (31T X:447690 ; Y:4668828 ; 1170 msnm) en Vidrà (Osona, Girona). Doce adultos de *Rana temporaria*

muertos en las dos charcas atrapados en el hielo y cuatro adultos vivos desplazándose sobre él. Consecuencia del descenso de temperaturas del 18 al 25 de febrero de 2005, con temperaturas mínimas próximas a los -10° C a 400 msnm. Especies acompañantes detectadas: larvas invernantes de *Alytes obstetricans*.

-12/05/2007 (A. Montori). Liat (Val d'Aran, Lleida; 31T X: 328443 ; Y:4738115 ; 1950 msnm). Treinta y seis adultos de *Rana temporaria* muertos. Con descenso de las temperaturas mínimas hasta -5° C y nevadas intensas después de unos días de bonanza climatológica. Especies acompañantes: *Lissotriton helveticus*.

-17/03/2010 (G. Giner). La Mussara (Baix Camp, Tarragona; 985 msnm). Dos charcas muy próximas: charca natural del Pla de la Mata (31T X:334670 ; Y:4569230), en la que se encontraron cinco adultos de *Pelodytes punctatus* muertos por congelación, y otra artificial (31T X:334647 ; Y:4569205) en la que se localizó un adulto de *P. punctatus* muerto por la misma causa. Descenso de temperatura pronunciado hasta una caída drástica de 6° C a 0° C en la temperatura máxima y de -0.8° C a -8° C en la

mínima en cinco días, y posterior situación prolongada de viento fuerte del noroeste. Especies acompañantes detectadas: en el primer punto, *P. punctatus* (dos ejemplares y dos puestas); en el segundo, dos ejemplares en amplexo y un ejemplar aislado de *B. bufo*, y un ejemplar juvenil de *Pelophylax perezi*. Especies detectadas el 1 de marzo de 2010: en el primer punto, *P. punctatus* (ocho ejemplares cantando y dos puestas en charcos temporales), *B. bufo* (cinco ejemplares), y *P. perezi* (tres ejemplares); en el segundo punto, *B. bufo* (dos amplexos y otros 13 ejemplares).

- 8/05/2010 (A. Montori). Bassa d'Arres (Val d'Aran, Lleida; 31T X:313066,79 ; Y:4337690,71 ; 1570 msnm). 48 ejemplares adultos de *B. bufo* muertos al final del período reproductor (Figura 1). Numerosas puestas de *B. bufo* ya realizadas y algunas hembras muertas con la puesta saliendo por la cloaca. Descenso de temperatura en dos días de 18° C en la temperatura máxima (11° C a -7° C) y 10° C en la temperatura mínima (2° C a -8° C) a 2000 msnm, a lo que debe añadirse un episodio de nevadas intensas. Especies acompañantes detectadas: larvas de *R. temporaria* y larvas invernantes de *A. obstetricans*. Se observó un fenómeno similar el año 2009 aunque no poseemos datos concretos.

- 14/12/2010 (X. Béjar). Font de Faja (Garrotxa, Girona; 31T X: 469629.5 ;

Y: 4682112.8 ; 950 msnm). Dos ejemplares de *Salamandra salamandra* ahogados bajo el hielo. Temperatura mínima inferior a -5° C (Figura 2).

- 01/06/2010 (D. Álvarez y A. G. Nicieza). Charca de Llaguseco (Picos de Europa, Asturias; 30T X:338217 ; Y:4787462 ; 1840 msnm). Sesenta y un adultos de *R. temporaria* muertos (5.26% de hembras). Descenso de más de 15° C respecto a la semana anterior y fuerte nevada.

- 30/01/2011 (G. Giner). La Mussara (Baix Camp, Tarragona; 31T X:334670 ; Y:4569230 ; 985 msnm). Tres machos de *B. bufo* muertos. Descenso de temperaturas máximas y mínimas de 10° C y 13° C, respectivamente, en cinco días.

- 11/02/2011 (X. Béjar). Charca del Reig (Vidrà (Osona, Girona); 31T X:448483 ; Y: 4668934 ; 1120 msnm). Ocho ejemplares de *R. temporaria* muertos y 19 larvas invernantes de *A. obstetricans* muertas. Descenso de temperaturas hasta mínimas en la Vall d'en Bas (450 msnm) que alcanzaron los -9.2° C (22/1), -8.4° C (23/1), -8.8° C (24/1), -8° C (25/1), -7.6° C (26/1), -6° C (27/1), y nieve entre el 27 y el 31 de enero (42 L/m²).

En los casos descritos son tres las causas de mortalidad posibles: 1) asfixia bajo el hielo (*B. bufo* y *S. salamandra*; Figuras 1 y 2); 2) aplastamiento (*R. temporaria*); o 3) congelación al quedar atrapados por el hielo (*R. temporaria* y

Foto Albert Montori



Figura 1. Ejemplares de *B. bufo* muertos por asfixia bajo el hielo en el Val d'Aran.

Foto Xavier Béjar



Figura 2. Ejemplares de *S. salamandra* muertos por asfixia bajo el hielo.

P. punctatus). Por otra parte, los autores han comprobado que las nevadas intensas durante el período reproductor pueden causar la muerte de puestas por aplastamiento o congelación.

En las poblaciones de anfibios de Europa meridional la imprevisibilidad de los cambios bruscos de temperatura debe ser una causa de mortalidad natural, si no habitual, no inusual. Cuando estos fenómenos extremos se hacen más frecuentes, tal y como prevén los especialistas en cambio climático, podría ser que algunas poblaciones alcanzaran contingentes insuficientes para su mantenimiento a escala local. Estas situaciones de muerte por frío súbito, a menudo acompañadas de nevadas intensas durante el período reproductor, deben afectar mucho más al contingente de machos que permanecen durante períodos de tiempo más largos en las charcas y pueden llegar a

causar importantes desequilibrios en la "sex-ratio". Por otra parte, este fenómeno debe ser mucho más acusado y problemático para las poblaciones de altitud, las cuales suelen encontrarse mucho más fragmentadas y en consecuencia en mayor riesgo de extinción local. Además, en estas poblaciones de altitud la reproducción de *R. temporaria* y *B. bufo* suele iniciarse de forma explosiva cuando desaparece la cubierta de nieve y hielo, coincidiendo en muchos casos con la entrada de un frente templado de lluvias. Si acto seguido las temperaturas vuelven a bajar, la mortalidad de machos puede llegar a ser importante, especialmente en medios someros. Así, creemos que debe realizarse un seguimiento de la mortalidad por frío súbito y cualquier información adicional al respecto será una importante contribución para determinar el impacto de este fenómeno.

REFERENCIAS

- Beebe, T.J.C. 1995. Amphibian breeding and climate. *Nature*, 374: 219-220.
- Blaustein, R.A., Belden, L.K., Olson, D.H., Green, D.M., Root, T.L. & Kiesecker, J.M. 2001. Amphibian breeding and climate change. *Biology*, 15:1804-1809.
- Blaustein, A.R., Walls, S.C., Bancroft, B.A., Lawler, J.J., Searle, C.L. & Gervasi, S.S. 2010. Direct and indirect effects of climate change on amphibian populations. *Diversity*, 2:281-313.
- Heyer, W.R., Rand, A.S., Goncalvez da Cruz, C.A. & Peixoto, O.L. 1988. Decimations, extinctions and colonizations of frog populations in southeast Brazil and their evolutionary implications. *Biotropica*, 20: 230-235.

Overwintering of hatchling Western Caspian Turtles, *Mauremys rivulata*, in Great Menderes Delta (Turkey)

Dinçer Ayaz & Kerim Çiçek

Zoology Section, Biology Department, Faculty of Science, Ege University, Bornova, Izmir (Turkey). C.e.: dincer.ayaz@ege.edu.tr

Fecha de aceptación: 18 de abril de 2011.

Key words: *Mauremys rivulata*, hatchling, overwintering, Great Menderes Delta, Turkey.

RESUMEN: Durante el trabajo de campo que se realizó en el Delta del Gran Menderes (Aydın, Turquía) el día 8 de junio de 2010 se observó un galápago recién nacido de la especie *Mauremys rivulata*. La longitud del caparazón del ejemplar fue 34.1 mm y su masa corporal 6.8 g. Esta observación representa el primer registro de una eclosión primaveral en el área de distribución turca de *M. rivulata*.

Turtles from temperate zones generally lay their eggs in spring or summer, and hatchlings start to emerge in autumn (Ernst & Barbour, 1972). Actual dates of hatchling emergence, however, are well known for only a few species (Gibbons & Nelson, 1978). Overwintering, delayed emergence from the nest, is a worldwide described phenomenon in many freshwater turtles (e.g., Gibbons & Nelson, 1978; Costanzo *et al.*, 1995; Converse *et al.*, 2002; Ayaz *et al.*, 2007; Gibbons, 2008). Adult fresh-water turtles generally hibernate in water, while hatchlings can hibernate in water, in their nests or in shelters they dig (Gibbons & Nelson, 1978; Ultsch, 1989; Costanzo *et al.*, 1995).

The genus *Mauremys* is represented by 10 small- to medium-sized aquatic species, occurring in two disjunct distribution ranges (Fritz *et al.*, 2007). Western Caspian turtles *Mauremys rivulata* are distributed from Central Dalmatia along the sea coast to Greece, European Turkey and Bulgaria, in Anatolia along the Mediterranean coast southwards over the Levantine region to the northern Negev Desert in Israel. This range also includes many Mediterranean islands (Iverson, 1992; Fritz & Wischuf, 1997; Fritz & Havas, 2006). The species is found in various fresh-water habitats, such as swamps, marshes, ponds, lakes and rivers. Many studies have been made on the biology and ecology of the species (e.g., Ayaz, 2003; Auer & Taşkavak, 2004; Rifai & Amr, 2004; Chelazzi *et al.*, 2007). However, we still have inadequate information about its breeding biology (e.g., Gasith & Sidis, 1985; Sidis & Gasith, 1988). We present the first record of an early June active hatchling of *M. rivulata* and describe the morphology of an overwintered hatchling from the Great Menderes Delta (Aydın, Turkey).

During our monitoring studies of the syntopic *Emys orbicularis* and *M. rivulata* populations

in the Great Menderes Delta, two *M. rivulata* juveniles were captured at the Gölbent Village station (Söke, Aydın, Turkey; 37°40'26"N / 27°21'30"E; 7 masl) on 8 June 2010: one individual was a neonate, while the other presented a ring of one year of age on the plastron (Figure 1). The habitat where individuals were captured was densely covered with rushes (e.g., *Carex* sp., *Juncus* sp., *Phragmites* sp., *Typha* sp.). Water temperature in the area was 24° C, and air temperature was 27° C. The coexisting herpetiles comprised the following species: *Bufo bufo*, *Pseudepidalea variabilis*, *Pelophylax bedriagae*, *Lacerta trilineata*, *Natrix natrix*, *Natrix tessellata* and *E. orbicularis*.

The mating season of *M. rivulata* extends from April to June and eggs are laid between mid-May and late June depending on the latitude. Nesting occurs in June and July, and two or three clutches of four to six eggs are laid each year. Incubation period lasts around 70 days, and hatchlings emerge after the rains at the end of summer (Anderson, 1979; Ernst & Barbour, 1989; Bonin *et al.*, 2006). Therefore, the observation reported in this note is the first record of an overwintered hatchling for the Turkish population of *M. rivulata*.

Measurements of individuals are presented in Table 1. In both specimens the median and lateral keels on the carapace were evident, and coloration of carapace was primarily brownish. Borders of the plates on the plastron were cream, while the rest of the plastron was dark colored (Figure 1b). Ground color of the soft parts was blackish with light yellow stripes. No abnormalities were found regarding the keratin plates on the carapace and plastron. Any carapacial horny plate was completely covered by granules. The yolk sac trace was lost on the plastron of the one year old specimen, while it



Figure 1. Dorsal (a) and ventral (b) view of hatchling and one year-old *M. rivulata* from Great Menderes Delta.

Figura 1. Vista dorsal (a) y ventral (b) de *M. rivulata* recién eclosionado y de un año de edad del Delta del Gran Menderes.

was visible in the neonate specimen (see Figure 1b). Moreover, the fact that the neonate specimen had a partially large head suggests its recent eclosion. Hatchlings of *M. rivulata* have a carapace length of about 33 mm and are brighter colored than adults (Ernst &

Barbour, 1989). Rifaï & Amr (2004) gave the interval of carapace length of juveniles as 33 to 93 mm and the interval of body mass as 5 to 120 g. The carapace length and mass values measured in the present study remain within the limits of previous studies.

Hatchlings have to overcome both osmotic perturbations and hypoxic or anoxic conditions in aquatic hibernacula (even if they provide stable thermal conditions) (Ultsch, 1989), and desiccation and potential dehydration in terrestrial hibernacula (Miller & Dinkelacker, 2008). Because hatchlings in those regions where winter is hard are generally anoxia-intolerant, they spend their first winter in the nesting chamber instead of spending it under frozen water (Ultsch, 1989, 2006; Miller & Dinkelacker, 2008). In the region where the *M. rivulata* neonate was observed the average temperature in winter months ranges from 8.9° C to 9.4° C (Turkish State Meteorological Service, 2011), and the region displays Mediterranean climate characteristics. Winter is generally rainy and mild. Therefore, this indicates that there is no environmental factor that may force hatchlings to spend hibernation on land. Hatchling and adult North American freshwater turtles generally overwinter under water (Gibbons & Nelson, 1978; Ultsch, 1989, 2006; Miller & Dinkelacker, 2008). Nevertheless, hatch-

Table 1. Body mass (g) and morphometric measurements (mm) of hatchling and one year-old *M. rivulata* from Great Menderes Delta. CL: carapace length, CH: carapace height, CW: carapace width, PL: plastron length, GuL: gular suture length, HuL: humeral suture length, PeL: pectoral suture length, AbdL: abdominal suture length, FemL: femoral suture length, AnL: anal suture length, TL: tail length.

Tabla 1. Masa corporal (g) y medidas morfométricas (mm) de *M. rivulata* recién eclosionado y de un año de edad del Delta del Gran Menderes. CL: longitud del caparazón; CH: altura del caparazón; CW: anchura del caparazón; PL: anchura del plastrón; GuL: longitud de la sutura gular; HuL: longitud de la sutura humeral; PeL: longitud de la sutura pectoral; AbdL: longitud de la sutura abdominal; FemL: longitud de la sutura femoral; AnL: longitud de la sutura anal; TL: longitud de la cola.

Age	Mass	CL	CH	CW	PL	GuL	HuL	PeL	AbL	FeL	AnL	TL
0	6.8	34.08	13.94	27.72	28.65	4.12	3.14	4.27	6.08	6.60	3.04	25.12
1	12	43.57	16.25	34.86	35.10	4.63	3.82	5.73	8.11	7.40	4.11	26.51

lings of North American populations of some species (e.g., *Chelydra serpentina*, *Apalone spinifer*) spend their first winter on land as their conspecific southern populations (Costanzo *et al.*, 1995). Baker *et al.* (2010) observed that hatchlings of *Chrysemys picta*, *Graptemys geographica* and *Trachemys scripta* emerged despite the presence of cold stress, although the period

during which emergence took place varied depending on the degree of cold. An important advantage of overwintering and emerging in spring is that resources such as temperature, light and food have increased (Wilbur, 1975). Probably, hatchlings of some species as *M. rivulata* increase their survival rates by emerging in spring.

REFERENCIAS

- Anderson, S.C. 1979. Synopsis of the turtles, crocodiles, and amphibiaenians of Iran. *Proceedings of the California Academy of Sciences*, 41: 501-528.
- Auer, M. & Taskavak, E. 2004. Population structure of syntopic *Emys orbicularis* and *Mauremys rivulata* in western Turkey. *Biologia*, 59: 81-84.
- Ayaz, D. 2003. *Göller Bölgesi ve Doğu Akdeniz Bölgesi Emys orbicularis (Testudinata: Emydidae) ve Mauremys rivulata (Testudinata: Bataguridae) türlerinin sistematik durumu, morfolojisi, dağılışı, üreme ve beslenme biyolojisi üzerine araştırmalar*. Ph.D. thesis, Ege University Graduate School of Natural and Applied Sciences.
- Ayaz, D., Tok, C.V. & Çiçek, K. 2007. Overwintered hatchling of *Emys orbicularis* (Linnaeus, 1758) observed in Turkey. *Herpetozoa*, 19: 189-192.
- Baker, P.J., Iverson, J.B., Lee Jr., R.E. & Costanzo, J.P. 2010. Winter severity and phenology of spring emergence from the nest in freshwater turtles. *Naturwissenschaften*, 97: 607-615.
- Bonin, F., Devaux, B. & Dupré, A. 2006. *Turtles of the World*. Johns Hopkins University Press. Baltimore MD.
- Chelazzi, G., Naziridis, T., Benvenuti, S., Ugolini, A. & Crivelli, A.J. 2007. Use of river-wetland habitats in a declining population of the terrapin (*Mauremys rivulata*) along the Strymon River, northern Greece. *Journal of Zoology*, 271: 154-161.
- Converse, S.J., Iverson, J.B. & Savidge, J.A. 2002. Activity, reproduction and overwintering behavior of ornate box turtles (*Terrapene ornata ornata*) in the Nebraska Sandhills. *American Midland Naturalist*, 148: 416-422.
- Costanzo J.P., Iverson, J.B., Wright, M.F. & Lee, R.E. 1995. Cold hardiness and overwintering strategies of hatchlings in an assemblage of northern turtles. *Ecology*, 76: 1772-1785.
- Ernst, C.H. & Barbour, R.W. 1972. *Turtles of the United States*. The University Press of Kentucky. Lexington.
- Ernst, C.H. & Barbour, R.W. 1989. *Turtles of the World*. Smithsonian Institution Press. Washington, DC.
- Fritz, U. & Wischuf, T. 1997. Zur Systematik westasiatisch-südosteuropäischer Bachschildkröten (Gattung *Mauremys*) (Reptilia: Testudines: Bataguridae). *Zoologische Abhandlungen Staatliches Museum für Tierkunde Dresden*, 49: 223-260.
- Fritz, U. & Havaš, P. 2006. *Checklist of Chelonians of the World*, at the request of the CITES Nomenclature Committee and the German Agency for Nature Conservation. CITES.
- Fritz, U., Ayaz, D., Buschbom, J., Kami, H.G., Mazanaeva, L.F., Aloufi, A.A., Auer, M., Rifai, L., Šilic, T. & Hundsdoerfer, A.K. 2007. Go east: phylogeographies of *Mauremys caspica* and *M. rivulata* – discordance of morphology, mitochondrial and nuclear genomic markers and rare hybridization. *Journal of Evolutionary Biology*, 21: 527-540.
- Gasith, A. & Sidis, I. 1985. Sexual activity in the terrapin, *Mauremys caspica rivulata*, in Israel, in relation to the testicular cycle and climatic factors. *Journal of Herpetology*, 19: 254-260.
- Gibbons, J.W. 2008. Overwintering hatchling turtles: some they do, and some they don't, and some you just can't tell. *In: Toronto Zoo Turtle Stewardship and Management Workshop*. 17-19 March 2008. Toronto.
- Gibbons, J.W. & Nelson, D.H. 1978. The evolutionary significance of delayed emergence from the nest by hatchling turtles. *Evolution*, 32:297-303.
- Iverson, J.B. 1992. *A Revised Checklist with Distribution Maps of the Turtles of the World*. J.P. Iverson Publishing. Richmond, Indiana.
- Miller, J.D. & Dinkelacker, S.A. 2008. Reproductive structures and strategies of turtles. 225-278. *In: Wynneken, J., Godfrey, M. & Bels V. (eds.), Biology of Turtles*. CRC Press: Taylor and Francis Group. Boca Raton, London.
- Rifai, L.B. & Amr, Z.S. 2004. Morphometrics and biology of the striped-necked terrapin, *Mauremys rivulata* (Valenciennes, 1833), in Jordan (Reptilia: Testudines: Geoemydidae). *Zoologische Abhandlungen*, 54: 177-197.
- Sidis, I. & Gasith, A. 1988. Sexual behaviour of the Caspian terrapin, *Mauremys caspica rivulata*. *Herpetological Review*, 19: 7-8. Turkish State Meteorological Service. 2011. <<http://www.dmi.gov.tr/veridegerlendirme/il-ve-ilceler-istatistik.aspx?m=AYDIN>> [accessed: 3 March 2011].
- Ultsch, G.R. 1989. Ecology and physiology of hibernation and overwintering among fresh-water fishes, turtles, and snakes. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society*, 64: 435-516.
- Ultsch, G.R. 2006. The ecology of overwintering among turtles: where turtles overwinter and its consequence. *Biological Reviews*, 81: 339-367.
- Wilbur, H.M. 1975. The evolutionary and mathematical demography of the painted turtle *Chrysemys picta*. *Ecology*, 56: 64-77.

Caso de albinismo total en *Rhinechis scalaris*

Nekane Manjón

Cl. El Gancho, 47. 50600 Ejea de los Caballeros. Zaragoza. C.e.:nmnekane@yahoo.es

Fecha de aceptación: 25 de junio de 2011.

Key words: albinism, pigmentary anomaly, snake, Spain, Colubridae.

El 12 de mayo de 2011 fue localizado un ejemplar juvenil albino de culebra de escalera (*Rhinechis scalaris*) en el término de Ejea de los Caballeros (provincia de Zaragoza; UTM 30T X: 647660.126; Y: 4673549.121; 409 msnm). Aquél se encontraba atrapado en un sifón de la acequia de El Saso flotando en el agua y sujeto a unas ramas junto a otros tres ejemplares de la misma especie, de idéntico tamaño pero de coloración normal. Presentaba todas las características típicas de un albino, con falta de pigmentación en toda la superficie, cuerpo de color cremoso y marcas características de la librea juvenil de color rosa (Figura 1). Tenía aproximadamente 25 cm de longitud total, iris rosado, pupilas blanquecinas y lengua de color rosa pálido en lugar del negro habitual.

Los cuatro ejemplares fueron rescatados, y los tres normales dejados en libertad. Dada la rareza del ejemplar albino, junto a las presumibles escasas posibilidades de supervivencia por lo detectables que resultan los ejemplares sin pigmentación para los depredadores y su tendencia a la fotofobia, se decidió mantenerlo en cautividad y consultar la opinión de expertos sobre cómo proceder. En los jóvenes-el diseño dorsal, consistente en dos franjas longitudinales unidas por numerosas líneas transversales oscuras sobre un fondo claro, crea un patrón críptico que, unido a su inmovilidad, les ayuda a pasar desapercibidos ante las aves predatoras (Pleguezuelos *et al.*, 2010). El personal del Centro de Recuperación de Fauna Silvestre de La Alfranca nos informó de que, dada la actividad crepuscu-



Figura 1. Joven albino de *R. scalaris*. La fotografía fue realizada sin flash para evitar el impacto del destello en su retina.

lar de la especie (Cheylan, 1986), el ejemplar no tendría excesivos problemas para vivir en libertad. Además de los problemas ya mencionados, los reptiles albinos padecen dificultades para una correcta termorregulación, ya que su coloración tiene una baja capacidad de absorción de los rayos solares (Rivera *et al.*, 2001). El ejemplar fue liberado ese mismo día cerca del sifón donde fue encontrado, en una zona arbustiva colindante con campos de cultivo de cereal que presentaba las características del hábitat habitual de esta especie (Pleguezuelos & Salvador, 2002). Cuando se liberó no mostró ninguna dificultad para moverse y esconderse entre los arbustos.

El albinismo total en colúbridos ibéricos ha sido documentado en diversas especies, como

Coronella girondica (Martínez-Silvestre *et al.*, 2009) o *Natrix maura* (Pérez & Collado, 1975), así como albinismo parcial en la especie que nos ocupa (Lesparre, 2001). Igualmente, se han detectado otros casos en diversas especies fuera de España (*Zamenis longissimus*, *Natrix natrix*, *Hierophis viridiflavus* [Rivera, 2001] y *Coronella austriaca* [Boulenger, 1913]). Ésta es una mutación

común en otras especies pertenecientes al género *Elaphe* en sentido amplio, en el cual estaba incluida *R. scalaris*, siendo destacable el caso de la especie norteamericana *Pantherophis guttatus* (anteriormente *Elaphe guttata*) y sus numerosas mutaciones de color, potenciadas por la cría selectiva de ejemplares para su venta como animales de terrario.

REFERENCIAS

- Boulenger, G.A. 1913. *The snakes of Europe*. Methuen & Co. Ltd. London.
- Cheylan, M. 1986. Mise en évidence d'une activité nocturne chez le serpent méditerranéen *Elaphe scalaris* (Ophidia, Colubridae). *Amphibia-Reptilia*, 7: 181-186.
- Lesparre, D. 2001. Un caso de albinismo en culebra de escalera (*Elaphe scalaris*). *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 12: 17-18.
- Martínez-Silvestre, A., Soler, J., Gener, J.M., García, M. & Martí, C. 2009. Albinismo total de *Coronella girondica* en la Península Ibérica. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 20: 44-45.
- Pérez, M. & Collado, E. 1975. Hallazgo de *Natrix maura* albina. *Doñana, Acta Vertebrata*, 2: 271-272.
- Pleguezuelos, J.M. & Salvador, A. 2002. *Reptiles españoles: identificación, historia natural y distribución*. Canseco editores, SL. Talavera de la Reina.
- Pleguezuelos, J.M., Feriche, M., Reguero, S. & Santos, X. 2010. Patterns of tail breakage in the ladder snake (*Rhinechis scalaris*) deflect differential predation pressure according to body size. *Zoology*, 113: 269-274.
- Rivera, X., Arribas, O. & Martí, F. 2001. Anomalías pigmentarias en anfibios y reptiles. *Quercus*, 180: 18-22.

Melanismo parcial en *Podarcis bocagei* de Galicia

Pedro Galán¹, Rafael Vázquez² & Martiño Cabana¹

¹ Departamento de Biología Animal, Biología Vegetal e Ecología. Facultad de Ciencias. Universidade da Coruña. Campus da Zapateira, s/n. 15071 A Coruña. C.e.: pgalan@udc.es

² Lugar de A Casela, 2. Coirós. 15316 A Coruña.

Fecha de aceptación: 10 de mayo de 2011.

Key words: *Podarcis bocagei*, melanism, Iberian Peninsula.

El melanismo es una variación cromática de aparición ocasional en diversos grupos de reptiles (Vitt & Caldwell, 2009). Por lo que respecta a las lagartijas del género *Podarcis*, la presencia de individuos melánicos es común en especies insulares, estando algunas poblaciones compuestas exclusivamente por individuos con este tipo de pigmentación, como es el caso de *Podarcis lilfordi* y *Podarcis pityusensis* en las islas Baleares (Salvador, 1986a, b; Cirer & Martínez-Rica, 1990; Pérez-Mellado, 1998a, b). Sin embargo, en especies continentales es un suceso raro, res-

tringido a la eventual aparición de algún individuo con esta variación cromática.

En la Península Ibérica las citas de individuos melánicos dentro del género *Podarcis* corresponden sobre todo a *Podarcis muralis* (Arribas, 1991; Zaldivar, 1991; Barbadillo & Sánchez-Herráiz, 1992), existiendo también datos aislados para *Podarcis hispanica* "complex" referentes a dos poblaciones de Salamanca (Pérez-Mellado, 1984; García-Muñoz *et al.*, 2011) y a otra de Huelva (González de la Vega en Sá-Sousa & Brito, 2001). Por lo que respecta a *Podarcis bocagei*, la única cita previa existente de melanis-

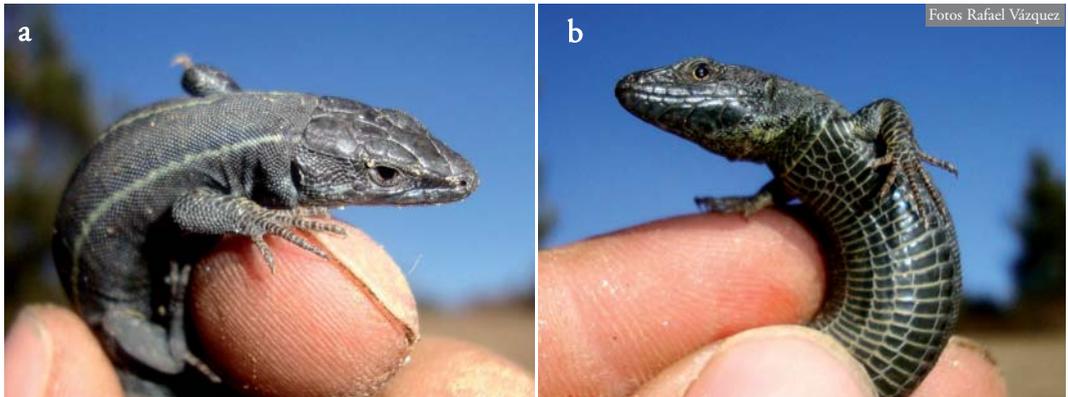


Figura 1. Hembra de *P. bocagei* parcialmente melánica de Coto de Uxo (Ourense), en la que se observan las líneas dorsolaterales tenuemente verdosas (a) y restos de pigmentación amarillenta en el centro de la gorguera (b).

mo es de Sá-Sousa & Brito (2001), quienes describieron un ejemplar juvenil con una coloración oscura uniforme (excepto las partes inferiores de las extremidades y cola, que eran blancas), observado en el Parque Nacional de Peneda-Gerês, en el extremo norte de Portugal. En la presente nota se da cuenta de otro individuo melánico de esta especie, encontrado en Galicia.

El 26 de marzo de 2011 se encontró en la localidad de Coto de Uxo (Avión, Ourense, Galicia; UTM 1 x 1 km: 29T NG5894) una hembra adulta de *P. bocagei* de coloración muy oscura (Figura 1). El ejemplar mostraba una pigmentación predominantemente negra, tanto dorsal como ventralmente, aunque poseía las líneas dorsolaterales tenuemente marcadas con un matiz verdoso (Figura 1a), así como restos de pigmentación amarillenta

en el centro de la gorguera (Figura 1b).

Este ejemplar se encontraba en el borde de una pista de tierra que atravesaba una zona de matorral dominado por *Cytisus*, *Ulex* y *Erica*, con *Pinus pinaster* dispersos. Junto a ella se encontraron otros tres ejemplares de *P. bocagei* de pigmentación normal.

Sá-Sousa & Brito (2001) destacan la rareza de la aparición del individuo melánico de *P. bocagei* en el norte de Portugal, indicando que en aproximadamente 2000 observaciones de esta especie, sólo se encontró un único ejemplar melánico. El mismo comentario se puede hacer en este caso, aumentando considerablemente el número de observaciones y extendiéndolo a la totalidad de Galicia, siendo el único registro de un ejemplar con melanismo parcial encontrado en 40 años de observación continuada de la especie.

REFERENCIAS

- Arribas, O. 1991. Un caso de melanismo en *Podarcis muralis* de la Península Ibérica. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 2: 18-19.
- Barbadillo, L.J. & Sánchez-Herráiz, M.J. 1992. Melanismo en una población de *Podarcis muralis* (Reptilia, Lacertidae) de Cantabria (N. de España). *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 3: 15-17.
- Cirer, A.M. & Martínez-Rica, J.P. 1990. The polymorphism of *Podarcis pityusensis* and its adaptive evolution in Mediterranean isles. *Herpetological Journal*, 1: 465-473.
- 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.
- Pérez-Mellado, V. 1984. Sobre un ejemplar melánico de *Podarcis hispanica* (Steindachner, 1870). *Doñana, Acta Vertebrata*, 11: 320-321.
- Pérez-Mellado, V. 1998a. *Podarcis lilfordi* (Günther, 1874). 272-282. In: Salvador, A. (coord.) y Ramos, M.A. et al. (eds.), *Fauna Ibérica, Vol. 10: Reptiles*. Museo Nacional de Ciencias Naturales. CSIC. Madrid.
- Pérez-Mellado, V. 1998b. *Podarcis pityusensis* (Boscá, 1883). 294-302. In: Salvador, A. (coord.) y Ramos, M.A. et al.

- (eds.), *Fauna Ibérica, Vol. 10: Reptiles*. Museo Nacional de Ciencias Naturales. CSIC. Madrid.
- Salvador, A. 1986a. *Podarcis lilfordi* (Günther, 1874). Balearen-Eidechse. 83-110. In: Böhme, W. (ed.), *Handbuch der Reptilien und Amphibien Europas. Echsen III* (Podarcis). Aula Verlag. Wiesbaden.
- Salvador, A. 1986b. *Podarcis pityusensis* (Boscá, 1883). Pityusen-Eidechse. 231-253. In: Böhme, W. (ed.), *Handbuch der Reptilien und Amphibien Europas. Echsen III* (Podarcis). Aula Verlag. Wiesbaden.
- Sá-Sousa, P. & Brito, J.C. 2001. Melanismo en *Podarcis bocagei* en el norte de Portugal. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 12: 86-87.
- Vitt, L.J. & Caldwell, J.P. 2009. *Herpetology. An Introductory Biology of Amphibians and Reptiles. Third Edition*. Elsevier. Academic Press. San Diego, CA.
- Zaldivar, C. 1991. Hallazgo de un individuo melánico de *Podarcis muralis* (Laurenti, 1768). *Zubia*, 9: 23-24.

Un caso de albinismo en *Natrix maura* en el sur de la Península Ibérica

Esmeralda Alaminos Alaminos¹ & Juan José Lázaro López²

¹ Departamento de Biología Animal. Universidad de Granada, Campus Fuentenueva. 18071 Granada. C.e.: esmeal@correo.ugr.es

² Cl. Ramón y Cajal, 2. 18003 Granada.

Fecha de aceptación: 25 de julio de 2011.

Key words: albinism, *Natrix maura*, viperine snake.

El albinismo es un trastorno cromático que resulta de la ausencia de melanina dentro de las células pigmentarias de la piel debida a una alteración de origen genético (Álvarez de Villar *et al.*, 2007). En los reptiles, esta anomalía pigmentaria es poco frecuente. Esto puede deberse a la baja supervivencia de los individuos albinos por diversos factores, como alta detectabilidad ante los depredadores y dificultad en la termorregulación helioterma debida a esta coloración con baja capacidad de absorción de la radiación solar (Rivera *et al.*, 2001a). En la Península Ibérica se han citado algunos casos de ofidios con dicha anomalía en especies como *Rhinechis scalaris*, *Coronella girondica* e incluso *Natrix maura* (Rollinat, 1934; Pérez & Collado, 1975; Braña, 1997; Lesparre, 2001; Martínez-Silvestre *et al.*, 2009).

En esta nota se describe un caso de albinismo total por ausencia de pigmentación en todo el tejido cutáneo, ojos y lengua en un adulto de culebra viperina (*N. maura*) (Figura 1). El ejemplar fue encontrado el día 10 de mayo de 2011, alrededor del mediodía solar, en un cañaveral dentro de los límites de un campo de golf cercano al río Guadalhorce, junto al aeropuerto de la ciudad de Málaga (UTM 10 x 10 km; 30S UF66; 16 msnm).

El ejemplar albino era una hembra cuya longitud total aproximada era de 450 mm. Basado en estudios de esqueletocronología del ectopterigoideas, la edad estimada del animal sería de 7-10 años (A. Filippakopoulou, comunicación personal).

Los animales albinos tienen la característica general de ser fotófobos y por su librea destacan sig-



Figura 1. Vista completa del ejemplar albino de culebra viperina *N. maura*.

nificativamente sobre la coloración cromática, mucho más críptica, por lo que son fácilmente detectables por sus depredadores (Rivera *et al.*, 2001b). Así pues, su supervivencia es escasa y la probabilidad de encontrar ejemplares adultos es bastante rara.

Según Santos (2004), los potenciales depredadores de la culebra viperina en la zona de la observación incluyen aves (ardeidos, algunas rapaces, cigüeñas, etc), mamíferos (nutria, garduña, jabalí) y otros reptiles (culebra bastarda). En la zona de observación son abundantes las poblaciones de ardeidos, por lo que esta serpien-

te acuática está potencialmente sometida a una fuerte depredación por dicha familia de aves. El ejemplar tenía la cola parcialmente cortada, un parámetro que recientemente ha sido descrito como un indicador fiable de la presión de depredación en esta especie (Santos *et al.*, 2011). Sin embargo, la edad estimada del animal demuestra su capacidad para sobrevivir en un medio que por su coloración albina y la presencia de depredadores le es altamente desfavorable.

AGRADECIMIENTOS: A M. Mirón que llevó a cabo la captura del animal y el aporte de los datos

REFERENCIAS

- Álvarez de Villar, J., Álvarez, T. & Álvarez-Castañeda, S.T. 2007. *Diccionario de Anatomía Comparada de Vertebrados*. Instituto Politécnico Nacional. México, D.F.
- Braña, F. 1997. *Natrix maura* (Linnaeus, 1758). 440-454. In: Ramos, M.A. *et al.* (eds.). *Fauna Ibérica, Vol. 10*. Museo Nacional de Ciencias Naturales. CSIC. Madrid.
- Leparre, D. 2001. Un caso de albinismo en culebra de escaleira (*Elaphe scalaris*). *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 12: 17-18.
- Martínez-Silvestre, A., Soler, J., Gener, J.M., García, M. & Martí, C. 2009. Albinismo total de *Coronella girondica* en la Península Ibérica. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 20: 44-45.
- Pérez, M. & Collado, E. 1975. Hallazgo de *Natrix maura* albina. *Doñana, Acta Vertebrata*, 2: 271-272.
- Rivera, X., Arribas, O. & Martí, F. 2001a. Anomalías pigmentarias en las especies de reptiles presentes en la Península Ibérica, Islas Baleares y Canarias. *Butlletí de la Societat Catalana d'Herpetologia*, 15: 76-88.
- Rivera, X., Arribas, O. & Martí, F. 2001b. Anomalías pigmentarias en anfibios y reptiles. *Quercus*, 180: 18-22.
- Rollinat, R. 1934. *La vie des reptiles de la France centrale*. Delegrave. París.
- Santos, X. 2004. Culebra viperina. *Natrix maura*. In: Salvador, A. (eds.), *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. <<http://www.vertebradosibericos.org/>> [Consulta: 28 de junio de 2011].
- Santos, X., Feriche, M., León, R., Filippakopoulou, A., Vidal-García, M., Lorente, G.A. & Pleguezuelos, J.M. 2011. Tail breakage frequency as an indicator of predation risk for de aquatic snake *Natrix maura*. *Amphibia-Reptilia*, 32: 375-383.

Depredación de una larva de *Salamandra salamandra* por la sanguijuela *Haemopsis sanguisuga* en Galicia

Pedro Galán

Departamento de Biología Animal, Biología Vegetal y Ecología. Facultad de Ciencias. Universidade da Coruña. Campus da Zapateira, s/n. 15071 A Coruña. C.e.: pgalan@udc.es

Fecha de aceptación: 13 de junio de 2011.

Key words: *Salamandra salamandra*, *Haemopsis sanguisuga*, Hirudinidae, Galicia, depredation.

Las sanguijuelas, además de alimentarse de la sangre de grandes vertebrados, depredan sobre una amplia variedad de organismos acuáticos,

incluyendo anfibios. Con respecto a estas últimas presas, en el norte de la Península Ibérica se ha descrito la depredación de un adulto de tritón

alpino (*Mesotriton alpestris*) por parte de una sanguijuela medicinal (*Hirudo medicinalis*) (Álvarez, 2010). Esta especie de sanguijuela parasita sobre todo a mamíferos, consumiendo su sangre, aunque también puede parasitar anfibios (Wilkin & Scofield, 1990; Merilä & Stener, 2002). Sin embargo, existe otra especie de sanguijuela en la Península Ibérica y otras zonas de Europa que no está especializada en consumir la sangre de los mamíferos sino que se alimenta de presas acuáticas, comprendiendo desde lombrices de tierra hasta anfibios y peces. Se trata de *Haemopsis sanguisuga*, que puede alcanzar los 30 cm de longitud y habita principalmente en charcas someras y en el barro y limo de las orillas de corrientes de agua (García-Más & Jiménez, 1984; González-González & Cobo-Gradín, 2006). Esta sanguijuela depreda especialmente huevos de anfibios, tanto de anuros (Kwet, 1996) como de urodelos (Romano & Di Carbo, 2007).

En la madrugada del día 31 de marzo de 2005, en un muestreo nocturno en el Parque Natural das Fragas do Eume (Pontedeume, A Coruña; UTM 1x1 km: 29T NH7507; 45 msnm), observamos en una charca estacional somera, formada por las lluvias y escorrentías en un camino de tierra, a dos *H. sanguisuga* que estaban devoran-



Figura 1. Dos sanguijuelas (*H. sanguisuga*) devoran una larva de salamandra común (*S. salamandra*) en una charca somera del Parque Natural das Fragas do Eume, A Coruña, Galicia.

do una larva de *Salamandra salamandra* (Figura 1). En el muestreo de esa noche, que duró 5 h, se vieron en distintas charcas de la zona con características similares aproximadamente 150 larvas de *S. salamandra* y seis *H. sanguisuga*, de las cuales cuatro estaban activas en las charcas (incluyendo las dos observadas depredando la larva) y dos fuera del agua, sobre el suelo húmedo. Dado que la larva de *S. salamandra* observada se encontraba ya en un estado muy deteriorado (Figura 1), ignoramos si fue capturada viva por las sanguijuelas o si éstas la encontraron muerta y la carroñearon.

Hasta el presente están descritas en España la parasitación o depredación sobre anfibios por sanguijuelas del género *Batracobdella* (García-París, 1985; Ayres & Comesaña, 2008) e *H. medicinalis* (Ayres & Comesaña, 2008; Álvarez, 2010). Ésta es la primera cita de depredación por parte de *H. sanguisuga*. Esta especie de sanguijuela, que es relativamente común en Galicia (Martínez-Ansemil & Parapar-Vegas, 2002; González-González & Cobo-Gradín, 2006), es una depredadora de presas acuáticas entre las que se encuentran anfibios, consumiendo especialmente huevos, tanto de anuros (e.g., especies de los géneros *Rana* y *Bufo* [Kwet, 1996]) como de urodelos, habiéndose citado el consumo por parte de esta sanguijuela de huevos de *Salamandrina perspicillata* en Italia (Romano & Di Carbo, 2007).

Por otro lado, está descrita en España la depredación de larvas de *S. salamandra* por parte de sanguijuelas, aunque no se indica la especie (Montori & Herrero, 2004).

Dada la abundancia encontrada en el Parque Natural de las Fragas del Eume, tanto de larvas de *S. salamandra* como de *H. sanguisuga*, a juzgar por los individuos encontrados el día del muestreo, tal vez no sea un hecho excepcional la depredación de esta sanguijuela sobre las larvas del anfibio, aunque habría que comprobarlo con nuevas observaciones.

REFERENCIAS

- Álvarez, D. 2010. Depredación de *Mesotriton alpestris* por *Hirudo medicinalis* en los Picos de Europa. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 21: 25-26.
- Ayres, C. & Comesaña, J. 2008. Leech presence on Iberian Brown Frog, *Rana iberica* (Amphibia: Anura: Ranidae) from north-western Spain. *Acta Herpetologica*, 3: 155-159.
- García-Más, I. & Jiménez, J.M. 1984. Introducción al estudio de las comunidades macrobentónicas de los ríos asturianos: Hirudíneos. *Limnética*, 1: 179-186.
- García-París, M. 1985. *Los anfibios de España*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid.
- González-González, M.A. & Cobo-Gradín, F. 2006. *Macroinvertebrados de las aguas dulces de Galicia*. Hércules de Ediciones. A Coruña.
- Kwet, A. 1996. Zu den natürlichen Feinden des Laiches von Froschlurchen. *Salamandra*, 32: 31-44.
- Martínez-Ansemil, E. & Parapar-Vegas, J. 2002. Os Anélidos. 24-137. In: Cobo Gradín, F. (coord.) & Hércules de Ediciones, S. A. (eds.), *Proyecto Galicia. Tomo XXXVIII: Zoología II*. Hércules de Ediciones. A Coruña.
- Merilä, J. & Stener, M. 2002. Medicinal leeches (*Hirudo medicinalis*) attacking and killing adult amphibians. *Annales Zoologica Fennici*, 39: 343-346.
- Montori, A. & Herrero, P. 2004. Caudata. 43-275. In: Ramos, M.A. et al. (eds.). García-París, M., Montori, A. & Herrero, P. *Fauna Ibérica, vol. 24. Amphibia, Lissamphibia*. Museo Nacional de Ciencias Naturales. CSIC. Madrid.
- Romano, A. & Di Carbo, A.R. 2007. Leech predation on amphibian eggs. *Acta Zoologica Sinica*, 53: 750-754.
- Wilkin, P.J. & Scofield, A.M. 1990. The use of a serological technique to examine host selection in a natural population of the medicinal leech, *Hirudo medicinalis*. *Freshwater Biology*, 23: 165-169.

Un caso de melanismo en *Podarcis hispanica* (*sensu lato*)

Enrique García-Muñoz^{1,2,3}, Verónica Gomes² & Miguel A. Carretero²

¹ CESAM, Centro de Estudos de Ambiente o do Mar. Universidade de Aveiro, Campus Universitário de Santiago. 3810-193 Aveiro. Portugal. C.e.: engamu@gmail.com

² CIBIO, Centro de Investigação em Biodiversidade e Recursos Genéticos. Universidade do Porto. Campus Agrário de Vairão. 4485-661 Vairão. Portugal.

³ Departamento de Biología Animal, Biología Vegetal y Ecología. Campus de las Lagunillas, s/n. Universidad de Jaén. 23071 Jaén. España.

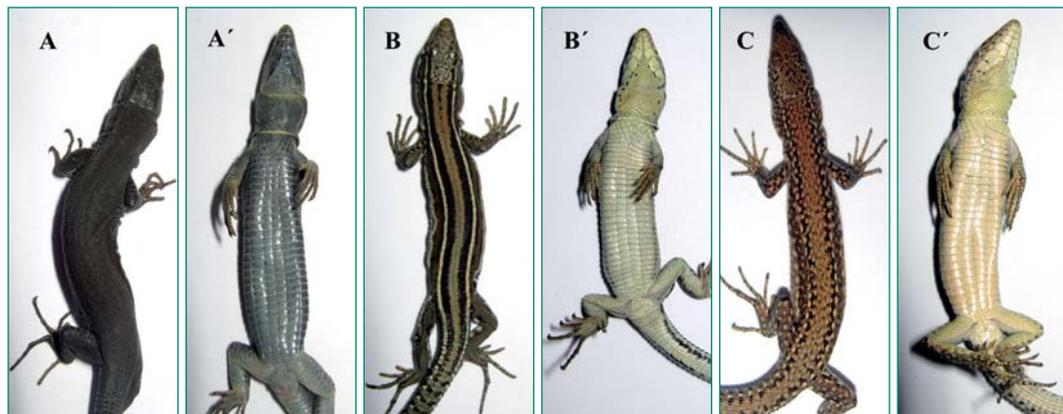
Fecha de aceptación: 20 de mayo de 2011.

Key words: *Podarcis hispanica*, melanism, Iberian Peninsula.

Los casos de melanismo entre las especies del género *Podarcis* en la Península Ibérica están restringidos a la presencia de ejemplares aislados (*Podarcis hispanica sensu lato* [Pérez-Mellado, 1984], *Podarcis muralis* [Arribas, 1991; Zaldívar, 1991; Sá-Sousa & Brito, 2001], *Podarcis atrata* [Castilla, 1994], *Podarcis bocagei* [Galán et al., 2011]) o a bajas frecuencias de aparición dentro de la población (*Podarcis muralis* [Barbadillo & Sánchez-Herráiz, 1992]). Como norma general, los casos de melanismo son más frecuentes en condiciones de insularidad, existiendo poblaciones particulares enteramente melánicas (*Podarcis lilfordi* y *Podarcis pityusensis* [Salvador, 2009a, b]). En todo caso, es conveniente documentar la detección de

ejemplares melánicos para determinar los posibles patrones generales de aparición. El motivo de la presente nota es dar a conocer un caso de melanismo en *P. hispanica (sensu lato)*.

En el curso de un muestreo poblacional realizado en las murallas urbanas de Ciudad Rodrigo (Salamanca, 40° 35,870N / 6° 31,407O; altitud: 640 msnm) el 31 de marzo de 2011 se observó un ejemplar melánico. Tras ser capturado se comprobó que se trataba de una hembra adulta (longitud hocico-cloaca: 48.14 mm; longitud de la cola: 91.19 mm). La coloración del ejemplar era negra uniforme en el dorso, sin que pudiera apreciarse vestigio alguno de diseño dorsal, y gris pizarra claro en la parte ventral (Figura 1A, A'). Las hembras de la pobla-



Fotos Enrique García-Muñoz

Figura 1. Ejemplares hembras de *P. hispanica* tipo 1B capturados en las murallas urbanas de Ciudad Rodrigo, Salamanca. De izquierda a derecha: ejemplar melánico (A, vista dorsal; A', vista ventral), ejemplar con diseño rayado (B, vista dorsal; B', vista ventral) y ejemplar con diseño reticulado (C, vista dorsal; C', vista ventral).

ción presentan el dorso pardo-verdoso, aproximadamente uniforme, con bandas dorso-laterales marcadas (una banda blanca flanqueada por dos bandas negras en cada lateral) (Figura 1B). También aparecen algunas hembras con diseños más reticulados (Figura 1C). El vientre de las hembras que muestran coloración normal es blanquecino-amarillento, encontrándose también algunas con vientres anaranjados.

Dada la considerable complejidad sistemática del grupo en la Península Ibérica (Carretero, 2008), conviene aquí mencionar que ejemplares procedentes de la población muestreada y analizados para múltiples marcadores mitocondriales fueron adscritos al tipo 1B del complejo *P. hispanica* (Kaliontzopoulou *et al.*, 2011). Del mismo modo, una muestra de individuos machos y hembras procedentes de esta población

también se incluyó en un análisis morfométrico del mencionado complejo (Kaliontzopoulou *et al.*, en prensa). Entre el total de 1294 machos y 1162 hembras analizados (incluyendo 27 machos y 30 hembras tipo 1B) procedentes de 75 localidades diferentes (incluyendo la Península Ibérica y norte de África) no se halló ningún individuo melánico. En todo caso, es interesante que en el futuro, cuando tales ejemplares aparezcan, sean convenientemente descritos.

AGRADECIMIENTOS: Este trabajo ha sido desarrollado dentro del proyecto PTDC / BIA-BEC / 101256 / 2008 y la beca post-doctoral SFRH / BPD / 72806 / 2010 (EGM) de la Fundação para a Ciência e a Tecnologia, Portugal. Los autores agradecen a la Comunidad de Castilla y León los permisos concedidos para la captura de especies del género *Podarcis* (Expte. EP / CYU122 / 2011).

REFERENCIAS

- Arribas, O. 1991. Un caso de melanismo en *Podarcis muralis* de la Península Ibérica. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 2: 18-19.
- Barbadillo, L.J. & Sánchez-Herráiz, M.J. 1992. Melanismo en una población de *Podarcis muralis* (Reptilia, Lacertidae) de Cantabria (N. de España). *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 3: 15-16.
- Carretero, M.A. 2008. An integrated assessment of the specific status in a group with complex systematics: the Iberomaghrebian lizard genus *Podarcis* (Squamata, Lacertidae). *Integrative Zoology*, 4: 247-266.
- Castilla, A.M. 1994. A case of melanism in a population of the insular lizard *Podarcis hispanica atrata*. *Bolletí de la Societat d'Història Natural de Les Balears*, 37: 175-179.
- Galán, P., Vázquez, R. & Cabaña, M. 2011. Melanismo parcial en *Podarcis bocagei* de Galicia. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 22: 79-81.
- Kaliontzopoulou, A., Pinho, C., Harris, D.J. & Carretero, M.A.

2011. When cryptic diversity blurs the picture: a cautionary tale from Iberian and North African *Podarcis* wall lizards. *Biological Journal of the Linnean Society*, 103: 779-800.
- Kalioantzopoulou, A., Carretero, M.A. & Llorente, G.A. En prensa. Morphology of the *Podarcis* wall lizards (Squamata: Lacertidae) from the Iberian Peninsula and North Africa: patterns of variation in a putative cryptic species complex. *Zoological Journal of Linnean Society*.
- Perez-Mellado, V. 1984. Sobre un ejemplar melánico de *Podarcis hispanica* (Steindchner, 1987). *Doñana, Acta Vertebrata*, 21: 320-321.
- Salvador, A. 2009a. Lagartija balear – *Podarcis lilfordi*. In: Salvador, A. & Marco, A. (eds.), *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Museo Nacional de Ciencias Naturales. Madrid. <<http://www.vertebradosibericos.org/>> [Consulta: abril 2011]
- Salvador, A. 2009b. Lagartija de las Pitiusas – *Podarcis pityusensis*. In: Salvador, A. & Marco, A. (eds.), *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Museo Nacional de Ciencias Naturales. Madrid. <<http://www.vertebradosibericos.org/>> [Consulta: abril 2011]
- Sá-Sousa, P. & Brito, J.C. 2001. Melanismo en *Podarcis bocagei* del Norte de Portugal. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 12: 86-87.
- Zaldívar, C. 1991. Hallazgo de un individuo melánico de *Podarcis muralis* (Laurenti, 1768). *Zubia*, 9: 23-24.

Puesta de huevos infecundos en *Salamandra salamandra*

Pedro Galán¹, Guillermo Velo-Antón^{2,3} & Adolfo Cordero-Rivera²

¹ Departamento de Biología Animal, Biología Vegetal e Ecología. Facultad de Ciencias. Universidade da Coruña. Campus da Zapateira, s/n. 15071 A Coruña. C.e.: pgalan@udc.es

² Grupo de Ecología Evolutiva e da Conservación. Departamento de Ecología e Biología Animal. Universidade de Vigo. EUE Forestal. Campus Universitario. 36005 Pontevedra.

³ CIBIO - Centro de Investigación em Biodiversidade e Recursos Genéticos da Universidade do Porto. Instituto de Ciências Agrárias de Vairão. R. Padre Armando Quintas, 4485-661 Vairão, Portugal.

Fecha de aceptación: 3 de julio de 2011.

Key words: *Salamandra salamandra*, eggs, reproduction, Galicia.

La salamandra común (*Salamandra salamandra*) es un anfibio cuyas hembras no ponen huevos, sino que alumbran larvas en avanzado estado de desarrollo en el agua (ovoviviparismo) o, en determinadas poblaciones, juveniles ya metamorfoseados en tierra (viviparismo) (Joly, 1986; Bas & Gasser, 1994; Dopazo & Alberch, 1994; García-París *et al.*, 2003; Velo-Antón *et al.*, 2007).

En poblaciones vivíparas, como las de la subespecie *S. s. bernardezi* del norte de la Península Ibérica, las hembras ovulan muchos huevos no fecundados, que sirven de alimento a las larvas dentro del oviducto materno (Buckley *et al.*, 2007). Estos huevos infecundos permanecen dentro de la hembra, pero ocasionalmente han sido observados también en el exterior. Este hecho se ha documentado en poblaciones ovovivíparas de salamandra común, como las de Cataluña, pertenecientes a la subespecie *S. s.*

europaea. Así, Rivera *et al.* (1994) indican la puesta de huevos no fecundados, junto con larvas normales, en una hembra grávida de salamandra común de Badalona (Barcelona) mantenida en laboratorio. En otra publicación, Rivera *et al.* (1999) señalan que las hembras de esta especie, también de la población de Badalona, pero esta vez en condiciones naturales, depositan ocasionalmente huevos no fecundados en el agua cuando efectúan la puesta de las larvas. Indican la reiterada observación de este hecho y que su número no suele superar los seis por hembra, aunque en una ocasión se registró una puesta entera compuesta por 50 huevos. Cañellas (1995) también cita una observación similar. En las poblaciones de salamandra común de las sierras madrileñas también han sido observados huevos sin fecundar en el agua de charcas o lagunas (I. Martínez-Solano, comunicación personal).

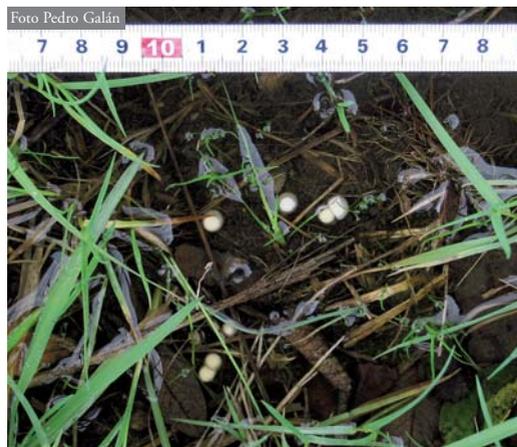


Figura 1. Huevos infecundos de *S. salamandra* depositados en una charca somera de herbazal en Morzós, Cerceda (A Coruña).

Sin embargo, en las poblaciones del noroeste ibérico no se tiene ninguna referencia a este hecho, a pesar de que se poseen datos relativamente numerosos sobre la biología de la salamandra común y están presentes tanto poblaciones vivíparas como ovovivíparas (Bas, 1982, 1983; Bas & Gasser, 1994; Velo-Antón *et al.*, 2007).

El día 22 de octubre de 2006 en la localidad de Morzós (ayuntamiento de Cerceda, provincia de A Coruña, Galicia; UTM 1x1km: 29TNH4580; altitud: 390 msnm) se muestrearon una serie de charcas someras estacionales, formadas por la lluvia y escorrentías. En un herbazal de siega (*Festuca rubra*, *Lolium perenne* y *Dactylis glomerata*, entre otras gramíneas) próximo a una zona higroturbosa, se encontraron en una de las charcas, de 60 x 40 cm y 5 cm de profundidad, nueve huevos de anfibio grandes y blancos, cinco aislados y cuatro adheridos de dos en dos (Figura 1). El diámetro de estos huevos era de 4.5-4.7 mm y el de la cápsula transparente que los recubría, de 6.4-6.8 mm. Sólo había huevos en esta charca, encontrándose en las vecinas, de similares dimensiones, larvas de *S. salamandra* muy recientes (la semana anterior, cuando también se muestreó la zona, no estaban), con una longitud cabeza-cuer-

po de 15.3-16.5 mm y una longitud total de 28.0-30.3 mm ($n = 6$). En una carretera vecina, situada a 40 m, aparecieron seis salamandras comunes atropelladas (cinco adultos, tres de ellos hembras, y un subadulto) en un tramo de sólo 150 m.

La noche anterior se habían producido lluvias muy intensas por el paso de un frente de bajas presiones, con temperaturas nocturnas de 14° C. Las fuertes precipitaciones, unidas a estas temperaturas, relativamente altas, debieron favorecer una elevada actividad de la salamandra común, lo que originaría los atropellos y probablemente la actividad reproductora, incluyendo partos de larvas en las charcas. En el momento del muestreo, la temperatura del agua era de 15° C. Estas condiciones ambientales son las idóneas para la actividad de *S. salamandra* y la fecha coincide con la de partos de la especie en la zona (Bas, 1982; Galán & Fernández, 1993).

Por la abundante presencia de la salamandra común en el área y sus características, los hemos identificado como huevos abortivos de *S. salamandra*. Las poblaciones de la zona corresponden a *S. s. gallaica*, de modalidad reproductora ovovivípara (Bas & Gasser, 1994).

En días sucesivos se volvió a visitar esta charca para realizar un seguimiento de los huevos, en los que no se observó ningún desarrollo, terminando por descomponerse.



Figura 2. Huevos infecundos de *S. salamandra* de la población vivípara de la isla de Ons (Pontevedra), depositados en laboratorio.

Ese mismo otoño de 2006, una hembra de *S. salamandra* recogida en la isla de Ons (Pontevedra) y mantenida por uno de nosotros (ACR) en un acuaterrario en un laboratorio de la Universidad de Vigo para el estudio de su reproducción depositó unos huevos con las mismas características de los encontrados en el campo en A Coruña (Figura 2). En este caso, la salamandra pertenece a una población vivípara, como son las de las islas de Ons y Cíes (Velo-Antón *et al.*, 2007). Dos años más tarde (febrero de 2008), otra hembra de *S. salamandra* procedente de una población costera de las Rías Baixas (Monteferro, provincia de Pontevedra, Galicia; UTM 1x1 km: 29TNG1266; altitud: 91 msnm) y mantenida también en un acuaterrario liberó un total de 20 huevos y una larva en avanzado estado de desarrollo (con branquias pero con un patrón de manchas amarillo típico de larvas previa metamorfosis). Esta larva se encontró ingiriendo al menos dos huevos en el recipiente de agua dentro del acuaterrario, lo cual podría explicar su avanzado desarrollo al disponer de los huevos como alimento dentro del oviducto materno.

De los 42 partos de *S. salamandra* obtenidos en condiciones de laboratorio por dos de los autores de esta nota (GVA y ACR) durante los pasados seis años con el objetivo de estudiar los patrones de reproducción en dos

poblaciones insulares y cinco costeras (vivíparas y ovovivíparas respectivamente) a lo largo de las Rías Baixas en la costa gallega, únicamente se han hallado dos casos de liberación de huevos (el 4.8%). No se puede descartar que el estrés motivado por el mantenimiento en laboratorio de estos individuos haya podido favorecer estas puestas.

Por consiguiente, la puesta de huevos no fecundados por parte de la salamandra común parece un hecho no excepcional, aunque tampoco común, ya que en numerosos muestreos efectuados en charcas de Galicia con presencia habitual de este anfibio, es la primera vez que se observa. Según estos datos, esta puesta se puede dar tanto en poblaciones ovovivíparas como vivíparas de *S. salamandra*.

Nos parece interesante publicar las fotos de estos huevos, pues en las guías de campo y manuales de identificación de puestas de anfibios al uso nunca figuran y pueden inducir a confusión a cualquier observador al considerarlos de una especie ovípara.

AGRADECIMIENTOS: Los Drs. O. Arribas y A. Montori nos proporcionaron bibliografía sobre este tema y los Drs. I. Martínez-Solano, D. Buckley y M. García-París nos comunicaron sus observaciones personales. M. Casal Nantes ayudó a capturar hembras grávidas.

REFERENCIAS

- Bas, S. 1982. La actividad de la salamandra, *Salamandra salamandra* (L.) en Galicia. *Doñana, Acta Vertebrata*, 9: 41-52.
- Bas, S. 1983. *Estudio de la situación microevolutiva y de la ecología de Salamandra salamandra* (L.) en el Noroeste Ibérico. Tesis Doctoral. Universidad de Valencia.
- Bas, S. & Gasser, F. 1994. Polytypism of *Salamandra salamandra* (L.) in north-western Iberia. *Mertensiella*, 4: 41-74.
- Buckley, D., Alcobendas, M., García-París, M. & Wake, M. H. 2007. Heterochrony, cannibalism, and the evolution of viviparity in *Salamandra salamandra*. *Evolution & Development*, 9: 105-115.
- Cañellas, J. 1995. Aportaciones a l'estudi de la biologia i etologia de la *Salamandra salamandra* (L.). *Miscellanea Aqualatensia. Igualada*, 7: 65-85.
- Dopazo, H. & Alberch, P. 1994. Preliminary results on optional viviparity and intrauterine siblicide in *Salamandra salamandra* populations from Northern Spain. *Mertensiella*, 4: 125-138.
- Galán, P. & Fernández, G. 1993. *Anfibios e réptiles de Galicia*. Ed. Xerais. Vigo.
- García-París, M., Alcobendas, M., Buckley, D. & Wake, D.B. 2003. Dispersal of viviparity across contact zones in Iberian populations of fire salamanders (*Salamandra*) inferred from discordance of genetic and morphological traits. *Evolution*, 57: 129-143.
- Joly, J. 1986. La reproduction de la salamandre terrestre (*Salamandra salamandra* L.). 471-486. In: Grasse, P.P. &

- Delsol, M. (eds.), *Traité de Zoologie. Vol. 14, Amphibiens*. Masson. Paris.
- Rivera, J., Simón, J.G., Vilagrosa, A. & Fonoll, R. 1994. Datos sobre la presencia de salamandras (*Salamandra salamandra* L. 1758) de manchas rojo-anaranjadas en la Península Ibérica. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 5: 25-27.
- Rivera, X., Simón, J.G. & Melero, J.A. 1999. Observaciones en el ciclo larvario de *Salamandra salamandra* (Linnaeus,

- 1758), en una población de Catalunya (Noreste de la Península Ibérica). *Butlletí de la Societat Catalana d'Herpetologia*, 14: 62-69.
- 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.

Malformation on a subadult *Podarcis bocagei*

Neftalí Sillero¹, Elena Argaña¹ & Verónica Gomes²

¹ Centro de Investigação em Ciências Geo-Espaciais (CICGE). Faculdade de Ciências. Universidade do Porto. Rua do Campo Alegre, 687. 4169-007 Porto. Portugal. C.e.: neftali.pablos@fc.up.pt

² Centro de Investigação em Biodiversidade e Recursos Genéticos (CIBIO). Universidade do Porto. Instituto de Ciências Agrárias de Vairão. R. Padre Armando Quintas. 4485-661 Vairão. Portugal.

Fecha de aceptación: 11 de julio de 2011.

Key words: *Podarcis bocagei*, Portugal, malformation, lacertids.

RESUMEN: En la playa de Moledo (noroeste de Portugal) se capturó un macho subadulto de *Podarcis bocagei* que presentaba un patrón de coloración dorsal atípico y una ligera torsión del tronco. La coloración dorsal estaba interrumpida, manteniéndose sólo los colores del fondo. El cuerpo sufría una torsión hacia la izquierda por debajo de los hombros.

Podarcis bocagei (Seoane, 1884) is a small lizard, endemic to the north-western part of the Iberian Peninsula (Galán, 2002; Pinho, 2008). It lives in humid habitats of Atlantic climate (Sillero *et al.*, 2009), from coastal to high altitudes (Peña Trevinca, Spain, 1900 msnm; Galán, 2002). In many occasions, this lizard is associated to human structures, such as buildings or stone walls (Pérez-Mellado, 1998), as it is the case in our study area.

We found a subadult male of *P. bocagei* on 5 May 2011 in Moledo beach (northern Portugal; longitude: -8.8733, latitude: 41.8388; Figure 1) with a malformation. The lizard was captured with a noose (García-Muñoz & Sillero, 2010), and photographed for documenting this note; tail tip was sampled for genetic research before the animal was released. The malformation consisted in a disruption of the dorsal coloration pattern as

well as a tiny torsion of the body (see Figure 2). The typical dorsal coloration was interrupted, remaining only the brownish background (Galán,

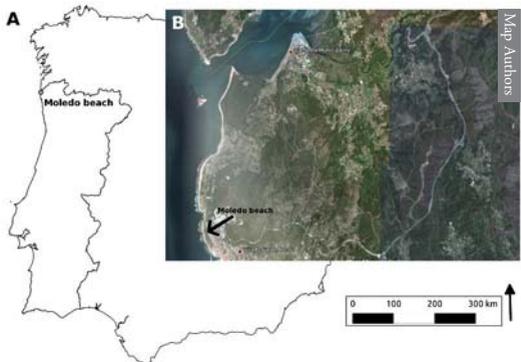


Figure 1. Location of Moledo beach, at the north-western of Portugal (Map A) and in the mouth of Minho River (Map B, from Google Earth).

Figura 1. Localización de la playa de Moledo, en el noroeste de Portugal (Mapa A) y en la desembocadura del río Miño (Mapa B, de Google Earth).

1995, 2000), as both (right and left) dorsal-lateral lines joined in two points of the back. The body position was not normal: below the shoulders, the body turned slightly to the left. The rest of body coloration was similar to that of a male of *P. bocagei*. Moreover, the lizard moved and behaved normally. In fact, the lizard was observed several times along the next days.

It is very difficult to determine the cause of this dorsal malformation as the specimen was not collected for further examinations. We suggest two possible causes: the lizard suffered an accident or the malformation is a genetic issue. In the first case, the lizard probably escaped to an unsuccessful predation event where the vertebral column was broken partially. The breakage soldered wrong, while the external wound did not heal correctly. The vertebral column remained distorted and the back did not recover the typical coloration, but the animal recovered normally its locomotion capacities. It is possible to observe a small scar in the dorsal part of the lizard (Figure 2). In fact, Bandeira *et al.* (2009) described another case of an individual of *P. bocagei* with a fracture in the vertebral column, which showed normal locomotive capacities. In the second case, the malformation might be the result of a genetic problem due to an error in the development of the animal or caused by the hybridisation between *P. bocagei* and *Podarcis hispanica*. Hybrids of these species are known in Moledo beach and they are currently in



Photo Authors

Figure 2. Dorsal (A and C) and lateral (B) views of the malformation of a subadult male of *P. bocagei* found on 5 May 2011 in Moledo beach. Note the atypical coloration and the torsion of the body. The arrow indicates the position of the scar.

Figura 2. Vistas dorsal (A y C) y lateral (B) de la malformación de un macho subadulto de *P. bocagei* hallado el 5 de mayo de 2011 en la playa de Moledo. Nótese la coloración atípica y la torsión del cuerpo. La flecha indica la posición de la cicatriz.

study (C. Pinho, personal communication). There are not many studies reporting external malformations by predators in lizards, albeit malformations are frequently reported due to genetic issues (Gehring, 2009; Norval *et al.*, 2009). Only further genetic analysis could confirm this hypothesis.

ACKNOWLEDGEMENTS: Thanks to M.A. Carretero for the references and useful opinions. Thanks to E. García-Muñoz for examining the photographs and finding the scar. NS is supported by a post-doctoral position (SFRH / BPD / 26666 / 2006), EA and VG by research grants (PTDC / BIA-BEC / 102280 / 2008 and PTDC / BIA-BEC / 101256 / 2008, respectively) from FCT (Portugal).

REFERENCES

- Bandeira, V., Azevedo, A., Kaliontzopoulou, K. & Carretero, M.A. 2009. *Podarcis bocagei* (Bocage's Wall Lizard). Spinal Fracture. *Herpetological Review*, 40: 348-349.
- Galán, P. 1995. Cambios estacionales de coloración y comportamiento agonístico, de cortejo y de apareamiento en el lacertido *Podarcis bocagei*. *Revista Española de Herpetología*, 9: 57-75.
- Galán, P. 2000. Females that imitate males: dorsal coloration varies with reproductive stage in female *Podarcis bocagei* (Lacertidae). *Copeia*, 2000: 819-825.
- Galán, P. 2002. *Podarcis bocagei*. 240-242. In: Pleguezuelo, J.M., Márquez, R. & Lizana, M. (eds.), *Atlas de distribución y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Asociación Herpetológica Española. Madrid.
- García-Muñoz, E. & Sillero, N. 2010. Two new types of noose for capturing herps. *Acta Herpetologica*, 5: 259-263.
- Gehring, P.S. 2009. A remarkable case of malformation in a free-living individual of *Furcifer pardalis* (Cuvier, 1829) from northern Madagascar. *Herpetology Notes*, 2: 223-225.
- Norval, G., Mao, J.J., Bursey, C.R. & Goldberg, S.R. 2009. A deformed hind limb of an invasive free-living brown anole (*Anolis sagrei* Duméril & Bibron, 1837) from Hualien City,

- Taiwan. *Herpetology Notes*, 2: 219-221.
- Pérez-Mellado, V. 1998. *Podarcis bocagei* (Seoane, 1884). 243-257. In: Salvador, A. (Coordinador), *Reptiles. Fauna Ibérica, vol. 10*. Ramos, M.A. et al. (eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales. CSIC. Madrid.
- Pinho, C. 2008. *Podarcis bocagei*. 146-147. In: Loureiro, A., Ferrand, N., Carretero, M.A. & Paulo, O. (eds.), *Atlas dos anfíbios e répteis de Portugal*. POA-ICN. Lisboa.
- Sillero, N., Brito, J.C., Toxopeus, B. & Skidmore, A.K. 2009. Biogeographical patterns derived from remote sensing variables: the amphibians and reptiles of the Iberian Peninsula. *Amphibia-Reptilia*, 30: 185-206.

Depredación de puestas de *Bufo calamita* y de *Pleurodeles waltli* adultos por anátidas en una laguna mediterránea de montaña

Juan R. Fernández-Cardenete¹, Fernando Ortega², Elena García-Lozano¹ & Catuxa Novo¹

¹ Servicio de Espacios Naturales Protegidos. Consejería de Medio Ambiente, Delegación de Granada. Cl. Marqués de la Ensenada, s.n. 18071 Granada. C.e.: juanra@ugr.es

² Grupo de investigación en Ecología de Sistemas Acuáticos. Área de Ecología. Departamento de Biología Animal, Vegetal y Ecología. Universidad de Jaén. Campus Las Lagunillas, s/n. 23071 Jaén.

Fecha de aceptación: 9 de junio de 2011.

Key words: amphibian predation, *Anas platyrhynchos*, *Bufo calamita*, *Pleurodeles waltli*.

La depredación de anfibios por vertebrados posee generalmente carácter temporal y esporádico, pero a escala local puede llegar a tener efectos importantes debido a la alta capacidad de consumo individual y a la biomasa de presas concentradas en los puntos de reproducción (Wells, 2007). La presencia de anfibios en la dieta de aves piscívoras ha sido frecuentemente registrada en ardeidos y ciconiformes en general (Valverde, 1955, 1956; Fasola *et al.*, 1981; Lazlo, 1986; Pérez *et al.*, 1991; Kosicki *et al.*, 2006). En *Ciconia ciconia* la depredación de adultos y larvas de anfibios es importante en las primeras etapas del desarrollo de los pollos (Kosicki *et al.*, 2006), de ahí la dependencia de algunas áreas de reproducción de las áreas palustres (Molina & del Moral, 2006). En aves acuáticas no ciconiformes los anfibios forman una parte minoritaria del espectro trófico (Mukherjee, 1969, 1971, 1972), aunque su efecto sobre las poblaciones de anfibios es en gran parte desconocido (Wells, 2007). Este autor y otros (Kabish & Belter, 1968; Beebe, 1983; Steiof & Tietje, 1985; Kwet, 1996; Sinsch, 1998; Jones *et al.*, 1999; Rombough *et al.*, 2006) citan a varias especies de



Foto: Juan R. Fernández-Cardenete

Figura 1. Aspecto general de la laguna del Nevazo Largo. Sierra de Loja, Granada. 23 de marzo de 2011.

anátidas del Hemisferio Norte como potenciales depredadores de anfibios, y entre ellas destaca *Anas platyrhynchos* como una de las aves residentes más comunes de los cuerpos de agua.

El ánade azulón o ánade real (*A. platyrhynchos*) es un ave acuática de distribución holártica y carácter oportunista en cuanto a selección de hábitat de alimentación y cría (Cramp & Simmons, 1977; Martí & del Moral, 2003; BirdLife, 2009), y también es una de las primeras especies en colonizar gran diversidad de medios acuáticos que incluyen

balsas artificiales, pequeñas lagunas y humedales dispersos desde la costa a la alta montaña, ríos y arroyos, pequeños manantiales y humedales en zonas boscosas e incluso acequias y canales cementados (datos propios no publicados). Su dieta varía estacionalmente con los cambios en los requerimientos nutricionales y disponibilidad trófica (Pehrsson, 1984), lo que confirma su carácter generalista. Tanto en Portugal como fuera de la Península Ibérica se han citado casos de consumo por ánades azulones y otras especies de anátidas de larvas y adultos de anfibios, pudiendo llegar a mermar poblaciones de anuros en pequeñas charcas (Martof, 1956). Este autor refiere una alimentación “ávida” de renacuajos por parte de esta especie y por *Anas rubripes*. Savage (1961) cita el declive de poblaciones de rana bermeja (*Rana temporaria*) en charcas de Gran Bretaña por la presencia de depredadores, aunque no aporta evidencias. Beebe (1983) señala a varias especies de patos como depredadores activos de sapos corredores (*Bufo calamita*), sus puestas y sus larvas. Rodríguez *et al.* (2002), sobre una muestra de 52 estómagos de ánades azulones cazados en arrozales del centro de Portugal, refieren una alimentación ocasional de anfibios (7.7% en frecuencia de casos), sin especificar la especie, en contraposición a peces pequeños (*Gambusia holbrooki*; 25.0%), y cangrejo rojo (*Procambarus clarkii*; 15.4%). Por último, se ha descrito la ingestión de huevos de bufónidos por ánades azulones (Quetz, 2003; Sowig & Laufer, 2007, en De Vries & Marco, 2008), llegando a diezmar las puestas.

Durante unas prospecciones sistemáticas anuales de humedales de montaña en el Lugar de Importancia Comunitaria “Sierra de Loja” (ES6140008), en el poniente de la provincia de Granada, el 22 de marzo de 2011 se muestreó la laguna del Nevazo Largo (coordenadas UTM: 30S UG978 / 018; 1342 msnm; Figura 1), un humedal con carácter temporal sobre dolina kárstica,



Figura 2. Puesta de sapo corredor (*B. calamita*) parcialmente depredada en la laguna del Nevazo Largo (Sierra de Loja). 23 de marzo de 2011. Se observan algunos fragmentos y huevos aislados.



Figura 3. Hembra adulta de gallipato (*P. waltl*) con el extremo del apéndice caudal parcialmente depredado. Laguna del Nevazo Largo (Sierra de Loja). 23 de marzo de 2011.

de 2500 m² de superficie inundada. A las 14:30 h fue observado un grupo de tres ánades azulones, una pareja y otro macho, alimentándose en la orilla; al acercarnos, comprobamos que en la zona de forrajeo había puestas recientes de sapo corredor desorganizadas, con fragmentos desprendidos y huevos flotando fuera del cordón gelatinoso, claros indicios de depredación (Figura 2). En la orilla opuesta, ocupada por el muro de recrecimiento del humedal, construido con piedras de la zona y con abundantes cavidades, se encontró una hembra adulta de gallipato (*Pleurodeles waltl*) en una zona expuesta. El ejem-

plar estaba activo aunque con movimientos muy torpes y presentaba el extremo de la cola cercenado y la herida aún con el muñón sangrante (Figuras 3 y 4). Igualmente, se observó en la orilla opuesta otro gallipato adulto muerto, no reciente y sin signos aparentes de depredación (Figura 5). En esta laguna de montaña se reproducen tres especies de anfibios (L. García-Cardenete, comunicación personal; datos propios no publicados). Además de las dos citadas, hay una población importante de sapo de espuelas (*Pelobates cultripes*), especie que resulta abundante en otras charcas y lagunas del LIC (datos propios no publicados). La presencia de ánades azulones en actitud de alimentación (grupos de dos a cinco por humedal) fue constante en la mayoría de los humedales visitados (seis puntos con contactos positivos), tanto en el llano basal ("polje" de Zafarraya) como en montaña (Sierra Gorda - Sierra de Loja).

El sapo corredor, aún siendo una especie normalmente abundante en puntos de agua desprovistos de cobertura vegetal (Beebee, 1983; Gracia & Pleguezuelos, 1990; Romero & Real, 1996), no figura en estadio adulto en la dieta de depredadores vertebrados, salvo en el caso de las culebras pertenecientes al género *Natrix*, de forma estacional en mamíferos mustélidos (Aymerich *et al.*, 1983; González de la Vega, 1988; Sidorovich, 1992; Sidorovich & Pikulik,

1997; Baghli *et al.*, 2002; Díaz-Paniagua *et al.*, 2007; Ryšavá-Nováková & Koubek, 2009) y, de forma oportunista, en algunas especies de gaviotas y córvidos (Arak, 1988). Sin embargo, sus puestas y larvas son consumidas por un amplio número de organismos, entre los que destacan el cangrejo rojo americano (*P. clarkii*), escarabajos acuáticos (familia Dytiscidae), ninfas de odonatos y el crustáceo notostráceo *Triops cancrivormis*, además de galápagos y de larvas y adultos de urodelos (Tejedo, 1993; Bea *et al.*, 1994; Diego-Rasilla, 2003; Gómez-Mestre & Keller, 2003; Díaz Paniagua *et al.*, 2007; Portheault *et al.*, 2007; Gómez-Mestre, 2009). En el Parque Nacional de Doñana, por ejemplo, la presencia de depredadores en las charcas habitadas por sapo corredor llegaron a causar mortandades de hasta 95-100% (Portheault *et al.*, 2007). Entre las aves de la Península Ibérica sólo se ha encontrado una cita de depredación sobre puestas y larvas de la especie por lavandera blanca (*Motacilla alba*) (Borrás, 1995).

Los gallipatos adultos son depredados por un amplio número de especies de aves, mamíferos y reptiles (Díaz-Paniagua *et al.*, 2007). Entre las aves, se ha citado como presa esporádica de zancudas, podicipediformes y rapaces diurnas y nocturnas (Salvador, 2002, y citas contenidas).

El ánade azulón se reproduce en los humedales de montaña, existiendo una población sedentaria en la comarca de Zafarraya que utiliza estas lagunas tanto para la reproducción como para la alimentación en diferentes épocas del año (se estima una población reproductora y sedentaria en estas lagunas que debe superar los 50 individuos y unas 20 hembras reproductoras, datos propios no publicados), por lo que el contacto entre aves acuáticas y anfibios en estos humedales ha de ser más común a lo largo del año de lo que se observa a simple vista. Hay que tener en cuenta que buena parte de la alimentación del ánade azulón es nocturna, mientras que de día permanece en los humedales de mayor extensión y



Foto Juan R. Fernández-Cardenete

Figura 4. Detalle del extremo del apéndice caudal, con el muñón aún sangrante. 23 de marzo de 2011.



Figura 5. Adulto muerto de gallipato. Laguna del Nevazo Largo (Sierra de Loja). 23 de marzo de 2011.

cobertura de vegetación de orilla, como la pantaneta de Alhama, el contraembalse del Cacán y balsas de riego mayores. En la vecina comarca de la Axarquía, la población sedentaria del embalse de la Viñuela vuela al atardecer hacia los manantiales y pequeños arroyos y humedales de la zona boscosa de Sierra Tejeda para alimentarse durante la noche (datos propios no publicados). Los momentos de mayor presencia de estas aves en los humedales se dan durante la época reproductora (de marzo a junio) y en la época estival hasta el secado de los humedales. Por su forma de alimentación, barriendo las orillas con su pico

plano en las zonas de menor profundidad de los cuerpos de agua, frecuenta las orillas someras, lugares de reproducción del sapo corredor (López-Jurado, 1983; Díaz-Paniagua *et al.*, 2005). La presencia de los primeros pollos coincide con la eclosión de las larvas, con lo que la depredación por parte de las hembras y sus polladas será mayor en los estadios larvarios al disminuir la lámina de agua con la evaporación de la primavera.

Se descarta en la laguna la posible depredación por otros depredadores como el jabalí, ya que es una especie relativamente rara en la Sierra de Loja (agentes de medio ambiente, comunicación personal), aunque no por zorro, comadreja o ratas. Por último, hay que señalar que no se encontró cangrejo rojo introducido en ninguna de las charcas de montaña muestreadas, aunque sí se detectaron visualmente en dos de ellas ciprínidos exóticos (*Carassius auratus* y *Cyprinus carpio*).

Todos estos indicios nos llevan a concluir que puede existir una relación depredador - presa con carácter temporal durante el periodo de reproducción de los anfibios entre los ánades azulones y las puestas de anuros en las lagunas de la Sierra de Loja, y con carácter ocasional, sobre ejemplares adultos de gallipato, que por su tamaño y particular estrategia defensiva no son ingeridos, aunque sí atacados y dañados en las zonas más vulnerables, como la cola, con resultado ocasional de muerte.

REFERENCES

- Arak, A. 1988. Female mate selection in the natterjack toad - Active choice or passive attraction. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 22: 317-327.
- Aymerich, M., Márquez, M.D. & Neira, M.L. 1983. Sobre la alimentación del turón (*Mustela putorius* L., 1758) en la Cordillera Cantábrica. *Boletín de Ciencias Naturales del I. D. E. A.*, 31: 211-217.
- Baghli, A., Engel, L.E. & Verhagen, A.R. 2002. Feeding habits and trophic niche overlap of two sympatric Mustelidae, the polecat *Mustela putorius* and the beech marten *Martes foina*. *Zeitschrift für Jagdwissenschaft*, 48: 217-225.
- Bea, A., Montori, A. & Pascual, X. 1994. Herpetofauna dels Aiguamolls de l'Empordà. 359-407. In: Gosálbez i Noguera, J., Serra i Raventós, J. & Velasco i Batlle, E. (coords.), *Els sistemes naturals dels aiguamolls de l'Empordà*. Treballs de la Institució Catalana d'Història Natural, 13. Institut d'Estudis Catalans. Barcelona.
- Beebe, T.J.C. 1983. *The natterjack toad*. Oxford University Press. Oxford.
- BirdLife International. 2009. *Anas platyrhynchos*. In: IUCN 2010. *IUCN Red List of Threatened Species*. Version 2010.4. <<http://www.iucnredlist.org>> [Consulta: 12 abril 2011].

- Borrás, A. 1995. A white tailed wagtail *Motacilla alba* feeding on tadpoles. *Bulletí del Grup Català d'Anellament*, 11: 57.
- Cramp, S. & Simmons, K.E.L. (eds.) 1977. *The birds of Western Palearctic*. Vol. 1. Oxford University Press. Oxford.
- De Vries, W. & Marco, A. 2008. Depredación de huevos de sapo común (*Bufo bufo spinosus*) por galápagos leprosos (*Mauremys leprosa*). *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 19: 33-36.
- Díaz-Paniagua, C., Gómez-Rodríguez, C., Portheault, A. & de Vries, W. 2005. *Los anfibios de Doñana*. Naturaleza y parques nacionales. Serie técnica. Organismo Autónomo Parques Nacionales, Madrid.
- Díaz-Paniagua, C., Portheault, A. & Gómez-Rodríguez, C. 2007. Depredadores de los anfibios adultos de Doñana: Análisis cualitativo. *Munibe* (Suplemento), 25: 148-157.
- Diego-Rasilla, F.J. 2003. Depredación de una puesta de sapo corredor (*Bufo calamita*) por tritones jaspeados (*Triturus marmoratus*). *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 14: 31-32.
- Fasola, M., Galeotti, P., Bogliani, G., Nardi, P. 1981. Food of Night Heron (*Nycticorax nycticorax*) and Little Egret (*Egretta garzetta*) feeding in rice fields. *Rivista Italiana di Ornitologia*, 51: 97-112.
- Gómez-Mestre, I. 2009. Sapo corredor - *Epidalea calamita*. In: Carrascal, L.M. & Salvador, A. (eds.), *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Museo Nacional de Ciencias Naturales. Madrid. <<http://www.vertebradosibericos.org/>> [Consulta: 15 mayo 2011].
- Gómez-Mestre, I. & Keller, C.A. 2003. Experimental assessment of turtle predation on larval anurans. *Copeia*, 2003: 349-356.
- González de la Vega, J.P. 1988. *Anfibios y Reptiles de la Provincia de Huelva*. Editorial Ertisa. Huelva.
- Gracia, P. & Pleguezuelos, J.M. 1990. Distribución de los anfibios de la provincia de Granada. *Anales de Biología*, 16: 71-84.
- Jones, M.S., Goetti, J.P. & Livo, J. 1999. *Bufo boreas* (boreal toad). Predation. *Herpetological Review*, 30: 91.
- Kabisch, K. & Belter, H. 1968. Das Verzehren von Amphibien und Reptilien durch Vögel. *Zoologische Abhandlungen*, 29: 289-291.
- Kosicki, J.Z., Profus, P., Dolata, P.T. & Tobółka, M. 2006. Food composition and energy demand of the White Stork *Ciconia ciconia* breeding population. Literature Surrey and preliminary results from Poland. 169-183. In: Tryjanowski P., Sparks T.H. & Jerzak L. (eds.), *The White Stork in Poland: studies in biology, ecology and conservation*. Bogucki Wydawnictwo Naukowe. Poznań.
- Kwet, A. 1996. Zu den natürlichen feinden des laichs von Froschlurchen. *Salamandra*, 32: 31-44.
- Lazlo, S. 1986. Data on the food of the Purple (*Ardea purpurea*), Night (*Nycticorax nycticorax*), and Squaco (*Ardeola ralloides*), herons on Lake Ludas. *Larus*. 36: 175-182.
- López-Jurado, L.F. 1983. Estudios sobre el sapo corredor (*Bufo calamita*) en el sur de España. III. Reproducción. *Doñana, Acta Vertebrata*, 10: 19-39.
- Martí, R. & del Moral, J.C. (eds.). 2003. *Atlas de las Aves Reproductoras de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología. Madrid.
- Martof, B. 1956. Factors influencing size and composition of populations of *Rana clamitans*. *American Midland Naturalist*, 56: 224-245.
- Molina, B. & del Moral, J.C. (eds.) 2006. *La Cigüeña Blanca en España. VI Censo Internacional (2004)*. SEO/BirdLife. Madrid.
- Mukherjee, A.K. 1969. Food habits of water-birds of the Sundarbans, 24-Parganas District, West Bengal. *Journal of the Bombay Natural History Society*, 66: 345-360.
- Mukherjee, A.K. 1971. Food habits of water-birds of the Sundarbans, 24-Parganas District, West Bengal. *Journal of the Bombay Natural History Society*, 68: 37-64.
- Mukherjee, A.K. 1972. Food habits of water-birds of the Sundarbans, 24-Parganas District, West Bengal. *Journal of the Bombay Natural History Society*, 68: 691-716.
- Pehrsson, O. 1984. Relationships of food to spatial and temporal breeding strategies of mallards in Sweden. *Journal of Wildlife Management*, 48: 322-339.
- Pérez, J.J., De Lope, F., Turégano, B. & De la Cruz, C. 1991. La alimentación de los pollos de martinete (*Nycticorax nycticorax*) en Extremadura. *Ardeola*, 38: 277-287.
- Portheault, A., Díaz-Paniagua, C. & Gómez-Rodríguez, C. 2007. Predation on amphibian eggs and larvae in temporary ponds: The case of *Bufo calamita* in Southwestern Spain. *Revue d'Ecologie-La Terre et la Vie*, 62: 315-322.
- Quetz, P.C. 2003. *Die amphibien und reptilien in Stuttgart. Verbreitung, gefährdung und schutz*. - Schriftreihe des Amtes für Umweltschutz. Stuttgart, 1/2002.
- Rodrigues, D., Figueiredo, M. & Fabião, A. 2002. Mallard (*Anas platyrhynchos*) summer diet in central Portugal rice-fields. *Game and Wildlife Science*, 19: 55-62.
- Rombough, C.J., Chastain, J., Schwab, A. & Hayes, M.P. 2006. *Rana boylei* (Foothill yellow-legged frog). Predation. *Herpetological Review*, 36: 438-439.
- Romero, J. & Real, R. 1996. Macroenvironmental factors as ultimate determinants of distribution of common toad and natterjack toad in the south of Spain. *Ecography*, 19: 305-312.
- Ryšavá-Nováková, M. & Koubek, P. 2009. Feeding habits of two sympatric mustelid species, European polecat *Mustela putorius* and stone marten *Martes foina*, in the Czech Republic. *Folia Zoologica*, 58: 66-75.
- Salvador, A. 2009. Gallipato - *Pleurodeles waltl*. In: Carrascal, L. M. & Salvador, A. (eds.), *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Museo Nacional de Ciencias Naturales. Madrid. <<http://www.vertebradosibericos.org/>> [Consulta: 15 mayo 2011].
- Savage, R.M. 1961. *The ecology and life history of the common frog* (*Rana temporaria temporaria*). Pitman. London.
- Sidorovich, V.E. 1992. Comparative analysis of the diets of European mink (*Mustela lutreola*), American mink (*Mustela vison*) and Polecat (*Mustela putorius*) in Byelorussia. *Small Carnivore Conservation*, 6: 2-4.
- Sidorovich, V.E. & Pikulik, M.M. 1997. Toads *Bufo* spp. in the diets of mustelid predators in Belarus. *Acta Theriologica*, 42: 105-108.
- Sinsch, U. 1998. *Biologie und Ökologie der Kreuzkröte: Bufo calamita*. Laurenti Verlag. Bochum.
- Sowig, P. & Laufer, H. 2007. Erdkröte *Bufo bufo* (Linnaeus, 1758). 311-333. In: Laufer, H., Fritz, K. & Sowig, P. (eds.), *Die amphibien und reptilien Baden-Württembergs*. Eugen Ulmer KG. Stuttgart. Germany.
- Steiof, K. & Tietje, I. 1985. Stockente (*Anas platyrhynchos*) töret

- Braun frosch (*Rana spec.*). *Ornithologische Bericht Berlin (West)*, 10: 48–49.
- Tejedo, M. 1993. Size-dependent vulnerability and behavioral responses of tadpoles of two anuran species to beetle larvae predators. *Herpetologica*, 49: 287–294.
- Valverde J.A. 1955. Essai sur l'Aigrette garzette (*Egretta g. garzetta*) en France. *Alauda*, 23: 147–171 y 254–279.
- Valverde J.A. 1956. Essai sur l'Aigrette garzette en France (*Egretta garzetta*). *Alauda*, 24: 1–36.
- Wells, K. D. 2007. Amphibians and their predators. 645–728. In: *The ecology and behavior of amphibians*. The University of Chicago Press. Chicago.

Neotenia en *Triturus pygmaeus*. Observación en el sur de Jaén

Javier Fuentes¹, Luis García-Cardenete², Eduardo Escoriza³, José L. Esteban⁴ & Javier Benavides⁵

¹ Cl. América, 2. 18240 Pinos Puente. Granada. C.e.: javivet90@hotmail.com

² Cl. Carrera de S. Agustín, 32. 2º A. 18300 Loja. Granada.

³ Cl. Cuesta, 18. 30890 Puerto Lumbreras. Murcia.

⁴ Cl. San Pedro, 39. 2º B. 18260 Illora. Granada.

⁵ Cl. Granada, 30-B. 18170 Jun. Granada.

Fecha de aceptación: 19 de junio de 2011.

Key words: neoteny, pedomorphosis, *Triturus pygmaeus*, Jaén, SE Spain.

La neotenia es un tipo de pedomorfosis en el que se alcanza la madurez sexual manteniendo caracteres larvarios, normalmente debido a un desarrollo corporal ralentizado por algún tipo de condicionante ambiental. En determinados casos, se puede considerar una ventaja evolutiva que, determinada por caracteres genéticos recesivos e influenciada por circunstancias externas, puede suponer una mejor adaptación a ciertas condiciones particulares del medio (Gould, 1977). Para urodelos que viven en ambientes muy predecibles, como pueden ser abrevaderos de aguas permanentes, la pedomorfosis puede ser ventajosa especialmente en lugares en los que el hábitat circundante a estos enclaves es particularmente inhóspito (Wells, 2007). Es un proceso relativamente frecuente en urodelos, incluyendo diferentes especies de la familia Salamandridae. En la Península Ibérica se han citado casos para *Calotriton asper* (Campeny *et al.*, 1986) y *Pleurodeles waltl* (Alberch & González, 1973). Recientemente, el cada vez mayor conocimiento de la herpetofauna ibérica ha permitido documentar sendos casos para *Mesotriton alpestris* (Arribas, 2008) y *Lissotriton helveticus* (Prieto & Arzúa, 2010).

Para *Triturus pygmaeus*, las únicas referencias disponibles (Gutiérrez *et al.*, 2007; Reques, 2009) se refieren al caso que a continuación se describe. El 17 de enero de 2004 se localizó una población de esta especie compuesta por ejemplares de diferentes edades y estadios de desarrollo. Aquella se ubica en una zona de olivar, en el término municipal de Alcalá la Real (provincia de Jaén), a una altitud de 1041 msnm. El hábitat circundante se encuentra extremadamente modificado y simplificado, constituido por olivar intensivo y una vaguada de corriente temporal, semiencauzada, sin vegetación natural (setos, linderos o matorral) ni apenas refugio para los tritones durante su fase terrestre.

El único punto de reproducción conocido para esta población es una antigua alberca cuadrada con paredes verticales de bloques de roca, y unas dimensiones aproximadas de 500 x 500 x 120 cm. El aporte de agua a la misma es permanente, excepto durante los veranos más secos, cuando puede cesar de manera temporal, pudiendo llegar a secarse excepcionalmente. En el momento de la observación existían dos pequeñas porciones del fondo cubiertas por vege-

tación acuática (*Chara* sp.). La masa de vegetación acuática es variable a lo largo del año debido al manejo (limpieza) que llevan a cabo sus propietarios, sobre todo durante la estación seca.

El grupo de tritones observado estaba compuesto por al menos cinco ejemplares adultos y 10 larvas. Dos de éstas presentaban una longitud inferior a 40 mm y la apariencia habitual de las larvas de la especie en ese estadio. Las ocho restantes mostraban una mayor talla, superior en todo caso a 60 mm, alcanzando una de ellas 98 mm, y su aspecto era más cercano a ejemplares adultos que a larvas (Figura 1). Un análisis más detallado permitió comprobar cómo, a la vez que poseían penachos branquiales algo menos desarrollados de lo habitual, el mamelón cloacal aparecía claramente abultado y la cresta dorsal bien diferenciada de la caudal en los machos, cosa que no ocurre en larvas normales. Su pigmentación era contrastada con bandas verticales blanquecino-negras (Figura 2) y la longitud relativa de sus dedos se correspondía con la habitual en adultos (menor que en larvas). En todo caso, la talla de estos ejemplares superaba la descrita para las larvas antes de la metamorfosis (Montori & Herrero, 2004).

Otras especies de anfibios observadas en el mismo punto fueron *Pelophylax perezi* (aproximadamente 10 individuos adultos) y *Bufo calamita* (un único macho adulto que cantaba en un rezumadero al borde del estanque).

El seguimiento de la población permitió constatar la presencia de adultos (con un máximo de 32 ejemplares en una de las visitas) y de larvas neoténicas (en torno a 6-10 por control). En una visita realizada el 6 de junio de 2004 sólo se pudo localizar un ejemplar con caracteres neoténicos y una hembra adulta en fase acuática, además de numerosas larvas de tamaño y aspecto normal, fácilmente diferenciables de las neoténicas.



Figura 1. Larvas de *T. pygmaeus* procedentes de una misma alberca. Arriba, ejemplar neoténico. Debajo, ejemplar en avanzado estado de desarrollo, sin caracteres neoténicos.

En visitas llevadas a cabo en años sucesivos, y tras una importante reforma llevada a cabo en el punto de reproducción, consistente en la homogeneización y cementado de las paredes y el fondo, no se han vuelto a observar ejemplares neoténicos. El número de adultos ha sido siempre inferior (2-3 ejemplares), si bien los controles se han realizado durante el día.

En cualquier caso, se desconocen las causas que desencadenan el fenómeno de la neotenia en esta población concreta y que no se ha descrito en núcleos próximos. Además de por su indudable interés científico, este núcleo es importante por tratarse de una de las escasas y aisladas localidades en las que actualmente se reproduce con éxito esta espe-



Figura 2. Ejemplar de *T. pygmaeus* con caracteres larvarios y de madurez sexual simultáneamente.

cie – en febrero de 2010 han sido observados tres adultos – en el sur de Jaén y centro de Granada (Benavides *et al.*, 2004). Esta zona constituye el borde suroriental de distribución de este endemismo ibérico. Las otras dos pobla-

ciones conocidas más cercanas se encuentran a 7.5 y 14.6 km en línea recta. La primera de ellas está siendo urbanizada en la actualidad, mientras que la más lejana se considera extinguida desde hace varios años.

REFERENCES

- Alberch, P. & González, D. 1973. Notas sobre distribución, biotopo, morfología y biometría de *Pleurodeles waltl* Michahelles en el NE de la península ibérica. (Amphibia, Salamandridae). *Miscel-lania Zoológica*, 3: 71-82.
- Arribas, O. 2008. Neotenia y longitud excepcional en *Mesotriton alpestris* de Fuentes Carrionas (Palencia). *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 19: 23-24.
- Benavides, J., García-Cardenete, L., Esteban Sánchez, J.L., Escoriza Abril, E., Clivillés Franco, J., Gutiérrez Titos, J.M. & Fuentes Martín, J. 2004. Regresión y extinción de poblaciones de urodolos en la provincia de Granada. *Acta Gnanatense*, 3: 152-158.
- Campeny, R., Montori, A. & Llorente, G.A. 1986. Nuevos datos sobre la permanencia de caracteres larvarios en individuos adultos de una población de tritón pirenaico (*Euproctus asper*) en el Valle de Arán. *Doñana, Acta Vertebrata*, 13: 170-174.
- Gould, S.J. 1977. *Ontogeny and Phylogeny*. Harvard University Press, Cambridge, MA.
- Gutiérrez, J.M., García-Cardenete, L., Fuentes, J. & Escoriza, E. 2007. <http://www.sierradebaza.org/Fichas_fauna/00_Anfibios/05-04_triton-pigmeo/triton_pigmeo.htm> [Consulta: 02 febrero 2011].
- Montori, A. & Herrero, P. 2004. Amphibia. Lissamphibia. 43-275. In: Ramos, M.A., *et al.* (eds.), *Fauna Iberica*, Vol. 24. Museo Nacional de Ciencias Naturales. Madrid.
- Prieto, X & Arzúa, M. 2010. Observación de *Lisotriton helveticus* neoténico en la comarca de A Terra Chá (Lugo). *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 21: 34-35.
- Reques, R. 2009. Tritón pigmeo – *Triturus pygmaeus*. In: Salvador, A. (ed.), *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. <<http://www.vertebradosibericos.org/>> [Consulta: 02 febrero 2011].
- Wells, K.D. 2007. *The ecology and behavior of amphibians*. The University of Chicago Press. Chicago and London.

Publicidad de la AHE

SIARE

SERVIDOR DE INFORMACIÓN DE ANFIBIOS Y REPTILES DE ESPAÑA

Ya 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.

La herpetofauna de los afloramientos peridotíticos de Sierra Bermeja y su entorno (Málaga, Andalucía)

Juan A.M. Barnestein¹, Juan P. González De La Vega², Inma Jaén-Velázquez¹ & Felipe Román-Requena³

¹ Cl. Teatro, 12. 29680 Estepona. Málaga. C.e.: barnygeckonia@hotmail.com

² Apdo. Correos 1209. 21080 Huelva.

³ Grupo Naturalista Sierra Bermeja. Apdo. Correos 515. 29680 Estepona, Málaga.

Fecha de aceptación: 5 de noviembre de 2010.

Key words: Amphibians, reptiles, distribution, Iberian Peninsula, Sierra Bermeja.

En la zona sudoccidental de la provincia de Málaga (Andalucía, España) y perteneciente al sector occidental del Sistema Penibético, parte meridional de la Cordillera Bética, se halla uno de los afloramientos peridotíticos más grandes del mundo (Figura 1). En Sierra Bermeja se dan tres pisos bioclimáticos (termo-, meso- y supramediterráneo) y los ombrotipos subhúmedo, húmedo e hiperhúmedo, con una media de precipitaciones de 800-1100 mm, hasta los 2000 mm en las cumbres. Su flora, serpentínicola, se caracteriza por un bajo número de especies con respecto a los territorios circundantes, con una elevada tasa de endemismos en matorrales y vegetación rupícola debido a la toxicidad propia de los metales pesados (serpentinomorfosis). También destaca la presencia de especies relictas (*Abies pinsapo*, *Laurus nobilis*) y grandes extensiones de *Pinus pinaster* var. *acutisquama*. En sus límites existen importantes masas de *Quercus* spp. y *Castanea sativa*.

La abrupta orografía y la naturaleza de los materiales han propiciado un escaso asentamiento humano, que en la actualidad es prácticamente nulo, y una escasa explotación comercial que ha impedido un impacto ecológico acusado.

Recientemente ha sido solicitada su declaración como Parque Nacional, con denominación de “P. N. de Sierra Bermeja”, basándose en la existencia de un ecosistema único, tanto geológico, biológico como climático (Torralba, 1992; Castillo *et al.*, 2009). La zona propuesta tiene una extensión de unos 350 km², dentro de los términos municipales de Casares, Estepona, Genalguacil, Jubrique, Benahavís, Júzcar, Pujerra, Igualeja e Istán.

En sus límites se hallan zonas de importancia ecológica, como Sierra de las Nieves, de la que ocupa una parte, al norte, el Valle del Genal, al

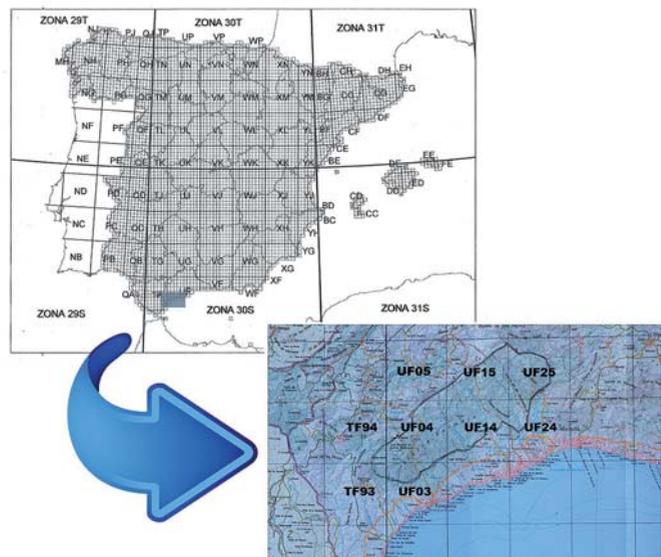


Figura 1. Zona de estudio con cuadrículas UTM de 10 x 10 Km. Provincia de Málaga, Andalucía, España. Adaptado del mapa 1:200.000. Ministerio de Fomento-Dirección General del I.G.N.

Tabla 1. Presencia de anfibios y reptiles por cuadrícula UTM 10 x 10 km, con indicación de su localización en el interior (●), o en el exterior (○) de la zona propuesta para su declaración como Parque Nacional de Sierra Bermeja. El símbolo (□) indica citas indefinidas provenientes de trabajos de ámbito general no precisadas más allá de la cuadrícula UTM 10.

Especie	TF93	TF94	UF03	UF04	UTM UF05	UF14	UF15	UF24	UF25
Anfibios									
<i>Salamandra s. longirostris</i>	○	●	●	●	●	●	●	○	●
<i>Pleurodeles waltl</i>	○							○	○
<i>Triturus pygmaeus</i>	○	○							
<i>Discoglossus jeanneae</i>	○	○	●	●		●	●	○	○
<i>Pelodytes ibericus</i>	○	○	○		□		□		
<i>Pelobates cultripes</i>						□		□	
<i>Bufo bufo</i>	○	●	●	●	●	●	○	●	●
<i>Bufo calamita</i>	○	○	□				□	□	□
<i>Hyla meridionalis</i>	○	○	●			●	□	●	□
<i>Pelophylax perezi</i>	●	●	●	●	○	●	○	●	●
Reptiles									
<i>Mauremys leprosa</i>	○	○	●	●	○	●		●	○
<i>Chamaeleo chamaeleon</i>		□	●	●		□		□	
<i>Hemidactylus turcicus</i>	○		●			●		○	○
<i>Tarentola mauritanica</i>	●	●	●	●	○	●	●	●	●
<i>Chalcides bedriagai</i>	○		●	●		●		○	○
<i>Chalcides striatus</i>			●	○			○	○	□
<i>Acanthodactylus erythrurus</i>			●	●		●	●	●	□
<i>Podarcis vaucheri</i>	○	○	●	●	●	●	●	●	●
<i>Psammodromus algirus</i>	●	●	●	●	●	●	●	●	●
<i>Psammodromus hispanicus</i>	○			□		●	●	●	
<i>Timon lepidus</i>	●	○	●	●	○	○	○	○	○
<i>Blanus cinereus</i>	□	○	●	●	○	●	□	○	○
<i>Hemorrhois hippocrepis</i>	●	○	●	●		●		○	○
<i>Rhinechis scalaris</i>	○	○	○	●	○	●	□	○	○
<i>Coronella girondica</i>	○	○	●	●	□				□
<i>Macroprotodon brevis</i>	○		○		○		○	□	○
<i>Malpolon monspessulanus</i>	○	○	●	●	○	●		○	○
<i>Natrix maura</i>	●	○	●	●	○	●	□	○	○
<i>Natrix natrix</i>		○	●	●	□	●	○	○	○
<i>Vipera latastei</i>	●		●	●	●	○	●	○	●

noroste, Sierra Crestellina y Sierra de La Utrera, al suroeste, y Sierra Blanca, al este. Hacia el sur, el litoral se halla muy alterado por la presión urbanística y turística. La zona de estudio comprende nueve cuadrículas UTM 10 x 10 km que incluyen Sierra Bermeja y su entorno. En este trabajo se actualiza la distribución de los anfibios y reptiles presentes en ambos territorios (Figura 1; Tabla 1).

Se han recopilado los datos obtenidos por

autores y colaboradores (Atlas Herpetológico de Andalucía [González de la Vega *et al.*, en elaboración]), así como los reflejados en la bibliografía consultada (Antúñez *et al.*, 1988, 1998; Romero *et al.*, 1997; Pleguezuelos *et al.*, 2002; Tejado *et al.*, 2003; Reques *et al.*, 2006; Donaire *et al.*, 2009). Todas las citas han sido reflejadas en cuadrículas UTM de 10 x 10 km (Tabla 1), de las que indicamos los resultados obtenidos para la totalidad del

territorio dentro y fuera de la zona propuesta como Parque Nacional. Se citan diez especies de anfibios (1098 citas) y veinte de reptiles (1135 citas). Para 17 especies se aportan nuevos registros de cuadrículas inéditas.

ANFIBIOS

Pleurodeles waltl. No existen registros de esta especie dentro de Sierra Bermeja, ni en zonas de afloramientos peridotíticos. Citado entre la fauna de Sierra Crestellina (Romero et al., 1997), de ambiente calizo, se ha confirmado su presencia a los pies de esta sierra. Se amplía su distribución para la UTM TF93.

Salamandra salamandra longirostris. Sierra Bermeja y todo su entorno constituyen una de las áreas más importantes para su conservación a nivel mundial, especialmente si se confirma su status específico recientemente propuesto por Dubois & Raffaelli (2009) y Donaire et al. (2009). Se ha localizado desde el piedemonte (60 msnm) hasta las zonas más altas (1260 msnm). Es más abundante en las partes bajas, donde se da mayor diversidad ecológica (alcornocal y castaños).

Triturus pygmaeus. Sin poblaciones en zonas peridotíticas. Las dos únicas citas se dan en ambientes calizos externos. Citado en Sierra Crestellina (Romero et al., 1997), donde se amplía su presencia para las UTM TF93 y TF94, que dan una continuidad a su distribución en el sudoeste de la provincia de Málaga desde la provincia de Cádiz.

Discoglossus jeanneae. Es el anfibio con mayor variabilidad ecológica en la zona, pues se han hallado poblaciones en todo tipo de ambientes dentro de Sierra Bermeja y en sus alrededores. Hasta los 1100 msnm (Rodríguez, com. pers.). Nueva cita para la UTM UF04.

Pelodytes ibericus. Repite el patrón de distribución del gallipato y el tritón pigmeo.

Pelobates cultripes. Sin poblaciones encontradas en la zona de estudio, aunque es citado en trabajos generales (Antúnez et al., 1988; Pleguezuelos et al., 2002). La dureza del terreno y la gran cobertura arbustiva lo mantienen fuera de las áreas peridotíticas.

Bufo bufo. Especie abundante que encuentra en Sierra Bermeja gran cantidad de hábitats bien conservados, con lugares umbríos ideales para su reproducción. Ascende hasta los 1250 msnm.

Bufo calamita. No se ha registrado en ambientes peridotíticos. Aunque es citado sin precisión en trabajos generales (Antúnez et al., 1988; Pleguezuelos et al., 2002) no se ha registrado en Sierra Bermeja pero sí en las sierras de ambiente calizo que la rodean. Nueva cita para la UTM TF94.

Hyla meridionalis. Dentro de Sierra Bermeja se encuentra en zonas muy puntuales de ríos y arroyos de poca corriente; es relativamente abundante en las zonas circundantes. Sube hasta los 300 msnm, aunque en cotas superiores existen lugares apropiados para su reproducción (balsas contra incendios y piletas de fuentes).

Pelophylax perezi. Se encuentra en todo tipo de ambientes acuáticos en el interior del macizo hasta los 950 msnm y también en áreas colindantes.

REPTILES

Mauremys leprosa. Propio de aguas remansadas en las partes bajas de algunos ríos y arroyos de Sierra Bermeja, hasta los 250 msnm. Poblaciones también en áreas colindantes.

Chamaeleo chamaeleon. En la zona costera y riberas de algunos ríos del municipio de Estepona (Fernández, 2007), se dan poblaciones saludables de esta especie que aunque acosadas por una elevada presión urbanística, también les ha favorecido el abandono de explotaciones agrarias al pie de la sierra como huertos de frutales donde se crean unos hábitats idóneos para la especie, llegando alguna población a introducirse dentro de la zona de estudio. Destaca una cita en las cercanías del

Pico Anícola (Torralba, com. pers.). Se aporta un nuevo registro para la UTM UF04.

Hemidactylus turcicus. Todos los registros dentro de la zona de estudio se dan en la cara SE del macizo montañoso sobretudo en ambientes antrópicos (arquetas, ruinas, etc.). Sube hasta los 410 msnm. Se aporta una nueva cita para la UTM UF14.

Tarentola mauritanica. Aunque es una especie común en toda la zona, en Sierra Bermeja no existen registros por encima de los 910 msnm.

Chalcides bedriagai. Sólo hay constancia de tres citas dentro de la zona peridotítica. Ascende hasta los 525 msnm, mientras que en la vecina Sierra Blanca (UF25) está citado a 1100 msnm (González-Cachinero, com. pers.). Nuevos registros para las UTM UF03, UF04 y UF14

Chalcides striatus. Una sola cita en el límite de Sierra Bermeja, a 250 msnm. Su escasez puede ser debida a la alta especialización del hábitat requerido (Reques *et al.*, 2006), ocupando ambientes herbáceos de solana con suaves pendientes que apenas se dan en las cotas altas de Sierra Bermeja.

Acanthodactylus erythrurus. Dentro de Sierra Bermeja sube hasta 860 msnm (Rodríguez, com. pers.). Es más localizable en ambientes psamófilos, como carriles arenosos o zonas degradadas. En ambientes calizos cercanos (Sierra de las Nieves), alcanza los 1135 msnm.

Podarcis vaucheri. Debido al marcado hábitat rupícola general de todas estas sierras, esta especie se halla bien representada.

Psammodromus algirus. Junto con *P. vaucheri*, es el reptil más abundante por sus preferencias de hábitat (áreas con alta cobertura de matorral), si bien la lagartija colilarga resulta más ubicua en la zona.

Psammodromus hispanicus. Es citada dentro y fuera de Sierra Bermeja (Antúnez *et al.*, 1991, Romero *et al.*, 1997, Pleguezuelos *et al.*, 2002), aunque sólo se ha podido confirmar su presencia en zonas cercanas al perímetro de Sierra Bermeja.

Timon lepidus. A pesar del hábitat idóneo y fácil detección, se considera como una especie rara en la zona. Aunque aparece citado en todas las cuadrículas que abarca este trabajo, sólo hay constancia de siete citas en tres cuadrículas dentro de Sierra Bermeja, subiendo hasta la cota 1350 msnm. Se amplía el registro de citas para la UTM UF04

Blanus sp. Recientemente ha sido descrita una nueva especie dentro del género *Blanus* (Albert & Fernández, 2009), señalando la distribución de *B. mariae* para el sudoeste peninsular, donde sitúan el límite este en la provincia de Málaga, con un límite suroriental preciso aun desconocido. A falta de otros estudios, no podemos precisar por tanto qué especie habita en Sierra Bermeja, donde se distribuye hasta los 610 msnm en Sierra Palmitera (Rodríguez, com. pers.). Todas las observaciones dentro del Parque (n = 12) se dan en las zonas más bajas, asociado a bosques de *Quercus* o en hábitats transformados y actualmente abandonados. Citado en Sierra Crestellina (Romero *et al.*, 1997). Se amplía su distribución para las UTM TF93 y UF04.

Hemorrhois hippocrepis. Citada en la zona de estudio con una cota máxima de 880 msnm dentro de Sierra Bermeja. Nuevos registros para las UTM UF04 y UF25.

Rhinechis scalaris. Presente en las nueve cuadrículas de la zona de estudio, aunque sólo en dos se halla citada dentro de Sierra Bermeja, por debajo de los 300 msnm en los límites del macizo. Nuevos registros para las UTM TF94, UF04 y UF24.

Coronella girondica. Dispone en Sierra Bermeja de un hábitat idóneo (alta cobertura de matorral) con gran disponibilidad trófica de saurios. Presente desde los 250 hasta 935 msnm dentro del Parque. Nuevos registros para las UTM UF03 y UF04.

Macroprotodon brevis. Sorprende la ausencia de registros en el interior de Sierra Bermeja, ya que

aunque su presa principal en Andalucía occidental sea *Blanus cinereus* (Pleguezuelos *et al.*, 1994), la aparente escasez de la culebrilla ciega como recurso trófico sería sustituida por pequeños saurios. Sí se ha encontrado en los alrededores en distintos ambientes. Nuevos registros para las UTM TF93, UF03, UF05 y UF15.

Malpolon monspessulanus. Sube hasta los 600 msnm en Sierra Bermeja. Nuevos registros para las UTM UF03, UF04 y UF05.

Natrix maura. No se ha encontrado esta especie en cotas superiores a 635 msnm dentro de Sierra Bermeja. Nueva cita para la UTM UF04.

Natrix natrix. En Sierra Bermeja cumple el patrón que muestra esta especie para otras áreas de Andalucía; es decir, escasez de citas ($n = 12$), y solamente tres citas en el interior de Sierra Bermeja. Cota máxima de 870 msnm, encontrada no obstante a 1015 msnm en el límite entre Sierra Bermeja y la Sierra de las Nieves. Nuevas citas para las UTM UF03, UF04 y UF25.

Vipera latastei. Sierra Bermeja ofrece hábitats idóneos para esta especie, con abundancia de matorral, roquedo y abundantes zonas aclaradas entre la arboleda para su asoleamiento, así como un difícil acceso para pastores y excursionistas (Pleguezuelos & Santos, 2002). Se ha localizado algún ejemplar atropellado en una de las carreteras que atraviesan el macizo. Su distribución se extiende por todas las sierras circundantes. Nuevos registros para las UTM UF03, UF04 y UF05.

En lo que se refiere a especies alóctonas, existen registros propios y bibliográficos ($n = 12$) del galápagos de Florida *Trachemys scripta* en

embalses, ríos y arroyos para las cuadrículas UF03 y UF24 dentro de la zona de estudio y para la cuadrícula UF13 fuera de la misma (Pleguezuelos, 2002). Estos cursos fluviales tienen sus cabeceras dentro de Sierra Bermeja, aunque, hasta el momento, no hay conocimiento de ninguna cita en su interior.

En Sierra Bermeja y su entorno se encuentran el 69.99 % de las especies de anfibios y reptiles presentes en Andalucía (tortugas marinas y especies introducidas no incluidas). Debido a este elevado número de especies y al buen estado de conservación que presentan sus poblaciones en dicho macizo, proponemos que Sierra Bermeja sea incluida dentro de los Parajes importantes para la conservación de los anfibios y reptiles en Andalucía (Reques *et al.*, 2006). Con ello se crearía un macroespacio que incluiría de manera continua los parajes de Los Alcornocales, Grazalema y El Estrecho / Sierra Bermeja / Sierra de las Nieves / Sierra Real y Rio Verde / Sierra Blanca y Sierra de Alpujata. Algunos de estos parajes se hallan solapados pero se ha reflejado así para respetar las denominaciones dadas en dicho trabajo. La entidad de dicho macroespacio viene dada por la continuidad existente en la distribución, en especial de *S. s. longirostris* y *V. latastei* ya que contribuye a evitar la fragmentación de las poblaciones de estas especies sensibles.

AGRADECIMIENTOS: La Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía ha emitido los correspondientes permisos para las distintas prospecciones en la persona de J.P. González de la Vega.

REFERENCIAS

- Albert, E.M. & Fernández, A. 2009. Evidence of cryptic speciation in a fossorial reptile: description of a new species of *Blanus* (Squamata: Amphisbaenia: Blanidae) from the Iberian Peninsula. *Zootaxa*, 2234: 56-68.
- Antúnez, A., Real, R. & Vargas, J.M. 1988. Análisis biogeográfico de los anfibios de la vertiente sur de la Cordillera Bética. *Miscelánea Zoológica*, 12: 261-272.
- Antúnez, A., Real, R., Mendoza, M. & Guerrero, J.C. 1998. Sierra Tejada y Sierra de las Nieves. Memoria del subproyecto. In: Santos, X., Carretero, M.A., Llorente, G.A. & Montori, A.,

- (coords.) *Inventario de las áreas importantes para los Anfibios y Reptiles de España*. Asociación Herpetológica Española-ICONA.
- Castillo, J.A., Gómez, J., Pérez, A., Gavira, O., Román, F., Campos, J., Caracuel, J., Carpena, J.M., Carralero, J., Fregenal, J., García, I., Jiménez, J.J., Muñoz, J.L., Ríos, F., Román, A. & Tamayo, A. 2009. *Memoria técnica para la solicitud de Sierra Bermeja como Parque Nacional*. Inédito.
- Donaire-Barroso, D., González de la Vega, J.P. & Barnestein, J.A.M. 2009. Aportación sobre los patrones de diseño pigmentario en *Salamandra longirostris* Joger & Steinfartz, 1994, y nueva nomenclatura taxonómica. *Butlletí de la Societat Catalana d'Herpetologia*, 18.
- Dubois, A. & Raffaelli, J. 2009. A new ergotaxonomy of the family Salamandridae Goldfuss, 1820 (Amphibia, urodela). *Alytes*, 26: 1-4.
- Fernández, F. 2007. La Costa del Sol no es para los camaleones. *Quercus*, 252.
- 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.
- Pleguezuelos, J.M. & Santos, X. 2002. *Vipera latastei*. 299-301. 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.
- Pleguezuelos, J.M., Honrubia, S. & Castillo, S. 1994. Diet of the False Smooth Skake, *Macroprotodon cucullatus* (Serpentes, Colubridae) in the Western Mediterranean area. *Herpetological Journal*, 4: 98-105.
- Pleguezuelos, J.M., Márquez, R. & Lizana, M. (eds.) 2002. *Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza – Asociación Herpetológica Española (2ª impresión). Madrid.
- Reques, R., Caro, J. & Pleguezuelos, J.M. 2006. *Parajes importantes para la conservación de anfibios y reptiles en Andalucía*. Informe técnico para la Junta de Andalucía. Inédito.
- Romero M., Salazar, J., Ojeda, J.L. & Garrido, A. 1997. *Sierra Crestellina. Casares*. EETUR Andalucía S.L. Málaga.
- Tejedo, M., Reques, R., Gasent, J.M., González de la Vega, J.P., Barnestein, J.A. M., García-Cardenete, L., González, E., Donaire, D., Sánchez-Herrera, M. & Marangoni, F. 2003. *Distribución de los anfibios endémicos de Andalucía: Estudio Genérico y Ecológico de las poblaciones*. Convenio de colaboración CMA (Junta de Andalucía) – CSIC. Memoria Final del Proyecto.
- Torralla, D. 1992. Sierra Bermeja y el Paraje natural de Los Reales. *Quercus*, 75.

Nuevas citas de *Mauremys leprosa* y *Trachemys scripta* en la provincia de Málaga

David Romero¹, José C. Báez², Francisco Ferri³, Jesús J. Bellido⁴, Juan J. Castillo⁴ & Raimundo Real¹

¹ Universidad de Málaga. Facultad de Ciencias. Dept. Biología Animal. Grupo de Biogeografía, Diversidad y Conservación. 29071 Málaga. C. e.: davidrp@uma.es

² Instituto Español de Oceanografía. Centro Oceanográfico de Málaga. 29640 Fuengirola, Málaga.

³ Museo Nacional de Ciencias Naturales (CSIC). Laboratorio Internacional de Cambio Global, UC-CSIC.

⁴ Aula del Mar de Málaga. 29003 Málaga.

Fecha de aceptación: 15 de noviembre de 2010.

Key words: distribution, freshwater turtle, introduction, Iberian Peninsula, Málaga.

Con motivo de la elaboración de un proyecto destinado a estudiar la situación de las poblaciones de galápagos exóticos en la provincia de Málaga, se realizó una serie de salidas al campo, entre marzo de 2009 y junio de 2010. Durante dichas prospecciones se visitaron tanto puntos de agua naturales (ríos y arroyos), como artificiales (lagunas y embalses) (Tabla 1). El esfuerzo de muestreo fue de 0.5 h / observador y punto de muestreo realizado en días alternati-

vos (fines de semana) entre el periodo de muestreo. El método de censo se basó en la visualización de los individuos *in situ* con prismáticos (10 x 40 aumentos), y en su posterior identificación con la ayuda de un telescopio terrestre (20 x 60 aumentos). Los datos de campo se cotejaron con las distribuciones de las especies muestreadas según el Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España (Pleguezuelos *et al.*, 2004). Se localizaron nueve nuevas cuadrículas

UTM 10 x 10 km de Málaga con presencia de *Mauremys leprosa*, que se añaden a las 61 contabilizadas en el atlas de la especie para esta provincia (Tabla 2, Figura 1). Así, se ha ampliado en un 8.7 % el área ocupada por el galápagos leproso, y se ha confirmado el 27.9 % de las cuadrículas conocidas (Tabla 3) en 2004 (Pleguezuelos *et al.*, 2004). Por otro lado, se localizaron cinco nuevas cuadrículas con presencia de *Trachemys scripta*, que se suman a las 20 registradas en el atlas (Tabla 2, Figura 2). De esta manera, para el galápagos de florida, se ha aumentado en un 4.8 % el territorio conocido para la especie en el área de estudio, y se ha confirmado el 30 % de las cuadrículas conocidas (Tabla 3) en 2004 (Pleguezuelos *et al.*, 2004).

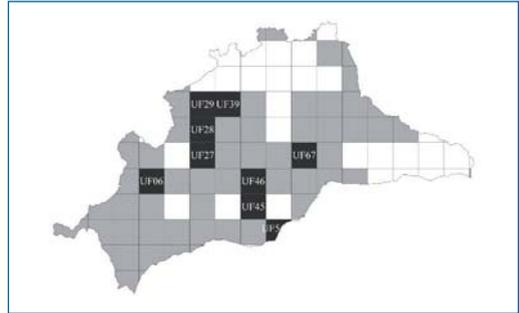


Figura 1. Nuevas citas de *M. leprosa* en la provincia de Málaga en UTM 10 x 10 km. En gris se muestran las cuadrículas con las citas previas de la especie (Pleguezuelos *et al.*, 2004) y en negro, las nuevas citas que se proponen.

Las nuevas citas encontradas de galápagos leproso podrían deberse al aumento del esfuerzo de muestreo para el área de estudio, mientras que en el caso del galápagos americano, al encon-

Tabla 1. Medios acuáticos visitados durante el periodo de muestreo.

	Medios Visitados	Especie	
		<i>Mauremys leprosa</i>	<i>Trachemys scripta</i>
Ríos y arroyos	Antequera	x	x
	Río Verde (Guaro)	x	
	Canales de riego de Churriana (Málaga)	x	
	Canalizaciones en Zapata (Málaga)	x	
	Río Guadiaro (Ronda)	x	
	Río Guadiaro (El Burgo)	x	
	Río Guadiaro (Montejaque)	x	
	Cauce superior del arroyo de Montejaque	x	
	Río Turón (El Burgo)	x	
	Río Grande (Pizarra)		
	Río Guadalhorce, curso medio (Cártama, Campanillas, Aljaima)	x	
	Río Guadalhorce, área de recreo, (Estación de Cártama)		x
	Río Guadalhorce, desembocadura (Málaga)	x	x
	Río Guadalmedina- Limonero, (Málaga)		x
Medios lénticos	Laguna parque tecnológico (Málaga)		x
	Fuente de Piedra	x	
	Laguna recreativa llanos de Zafarraya	x	x
	Embalse de la Viñuela (Vélez-Málaga)	x	
	Embalse del Agujero (Málaga)	x	
	Charca del Campamento Benítez (Málaga)	x	
	Laguna de Los Prados (Málaga)	x	
	Pantano del Agujero	x	x
	Laguna de la Colonia Santa Inés(Málaga)	x	x
	Parque de La Paloma (Benalmádena)	x	x
	Parque del Oeste (Málaga)		x
	Parque de Huelin (Málaga)		x

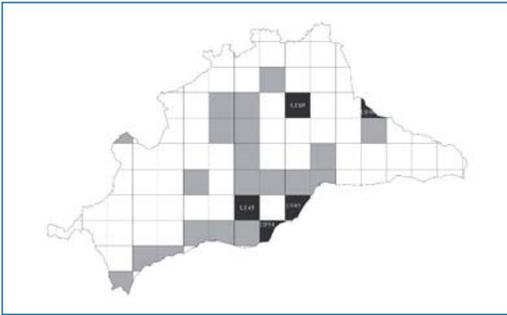


Figura 2. Nuevas citas de *T. scripta* en la provincia de Málaga en 10 x 10 km. En gris se muestran las cuadrículas con citas previas de la especie (Pleguezuelos *et al.*, 2004) y en negro, las nuevas citas que se proponen.

trarse la mayoría (el 70 % de los puntos visitados) en lugares accesibles, podrían deberse también, tanto a la liberación de nuevos individuos a partir de ejemplares procedentes de cautividad, como a una expansión “natural” desde poblaciones introducidas cercanas, como evidencian algunos indicios de reproducción observados en España (De Roa & Roig, 1997; Capalleras & Carretero 2000; Gómez *et al.*, 2007) o de juveniles encontrados en la provincia de Málaga (Romero *et al.*, 2010). Para confirmar este último supuesto, recomen-

damos realizar controles periódicos en localizaciones muestreadas anteriormente susceptibles de ser colonizadas por *T. scripta*, así como estudios específicos que determinen la capacidad de dispersión natural de esta especie. Como medios de control proponemos dos: i) seguimiento de observaciones periódicas con prismáticos y/o telescopios en dichas zonas susceptibles de ser colonizadas por su proximidad a zonas con presencia de la especie, ii) seguimiento directo de las poblaciones conocidas a través de captura-recaptura con reconocimiento de individuos mediante el marcaje de muescas en las escamas marginales, con la finalidad de detectar si la población (número de individuos) va creciendo y por lo tanto generando nuevos dispersantes.

AGRADECIMIENTOS: Este trabajo ha sido parcialmente financiado por el proyecto CGL2009-11316 y por una beca de Formación de Profesorado Universitario del Ministerio de educación AP2007-03633. Agradecemos la colaboración en los trabajos de campo a C. Rodríguez, presidente de la Asociación Almazara.

Tabla 2. Cuadrículas UTM 10 x 10 km con las nuevas citas de *M. leprosa* y *T. scripta* encontradas.

<i>Mauremys leprosa</i> (huso -30S)	<i>Trachemys scripta</i> (huso -30S)
UF06	UF45
UF27	UF54
UF28	UF65
UF29	UF69
UF39	UF99
UF45	
UF46	
UF54	
UF67	

Tabla 3. Cuadrículas UTM 10 x 10 km confirmadas con presencia de *M. leprosa* y *T. scripta* con respecto a los datos publicados en 2004.

<i>Mauremys leprosa</i> (huso -30S)	<i>Trachemys scripta</i> (huso -30S)
UF06	UF69
UF24	UF76
UF36	UF77
UF38	UF79
UF47	UF89
UF48	UF97
UF56	UF98
UF65	UF99
UF66	

REFERENCIAS

- Capalleras, X. & Carretero, M.A. 2000. Evidencia de reproducción con éxito en libertad de *Trachemys scripta* en la Península Ibérica. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 11: 34-35
- De Roa, E. & Roig, J.M. 1997. Puesta en hábitat natural de la tortuga de Florida (*Trachemys scripta elegans*) en España. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 8: 48-50

Gómez de Berrazuela, J.M., Marrón, T., Perianes, Gordillo, A.J., Jerónimo del Moral, 2007. Poblaciones asilvestradas en Cantabria de *Trachemys scripta elegans* y su potencial reproductor. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 18: 34-37

Pleguezuelos, J.M., Márquez, R. & Lizana, M. (eds.) 2004. *Atlas y libro rojo de los anfibios y reptiles de España*. Dirección

General de Conservación de la Naturaleza-Asociación Herpetológica Española (2ª impresión). Madrid.

Romero, D., Ferri, P., Báez, J.C. & Real, R. (2010). Indicios de reproducción de *Trachemys scripta elegans* en lagunas artificiales de Málaga. *Boletín Asociación Herpetológica Española*, 21: 100-101.

Distribución, abundancia y conservación de la culebrilla mora (*Trogonophis wiegmanni*) en las Islas Chafarinas

José Martín¹, Nuria Polo-Cavia², Adegá Gonzalo¹, Pilar López¹ & Emilio Civantos¹

¹ Departamento de Ecología Evolutiva. Museo Nacional de Ciencias Naturales. CSIC. Cl. José Gutiérrez Abascal, 2. 28006 Madrid. C.e.: Jose.Martin@mncn.csic.es

² Departamento de Biología. Universidad Autónoma de Madrid. Ciudad Universitaria de Cantoblanco. 28049 Madrid.

Fecha de aceptación: 26 de noviembre de 2010.

Key words: amphisbaenians, distribution, habitat conservation, N. Africa, Spain.

Los anfisbenios son reptiles adaptados a la vida fosorial (cuerpo alargado, generalmente sin extremidades y visión reducida) cuya ecología es muy poco conocida debido a sus hábitos subterráneos. La culebrilla mora (*Trogonophis wiegmanni* Kaup, 1830) es un anfisbenio de la Familia Trogonophidae caracterizado por poseer pequeñas escamas cuadrangulares, amarillas, violáceas, pardas o negras, con un característico diseño ajedrezado (Figura 1). El vientre es de color uniforme, amarillo o malva según la subespecie, y la cabeza negra. Sólo unos pocos estudios han abordado su biología y ecología (Bons & Saint-Girons, 1963; López *et al.*, 2002; Civantos *et al.*, 2003).



Figura 1. Adulto de culebrilla mora (*T. wiegmanni*).

La culebrilla mora es endémica del Magreb y se encuentra desde el suroeste de Marruecos, Argelia y hasta el nordeste de Túnez, desde el nivel del mar hasta los 1900 m (Bons & Geniez, 1996). Las poblaciones de Ceuta, Melilla y las Islas Chafarinas son las únicas de esta especie en el ámbito del Estado español y la Unión Europea. En las Islas Chafarinas, declaradas como “Refugio Nacional de Caza” desde 1982, se encuentra en las tres islas (Mateo, 1997; Civantos, 2000), pero no existen datos sobre la abundancia y estado de conservación de sus poblaciones.

La culebrilla mora ha sido calificada por la UICN (Mateo *et al.*, 2008) y en el “Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España” (Pleguezuelos *et al.*, 2002) como de “Preocupación menor” (LC). La subespecie de Melilla y las Islas Chafarinas (*T. w. wiegmanni*) se considera como de “Datos Insuficientes” (DD) por la escasez de observaciones. Sin embargo, en el “Catálogo Nacional de Especies Amenazadas” la culebrilla mora aparece definida como “De interés Especial”. Como factores de amenaza se consideran la urbanización, la degradación y la compactación del suelo por efecto del pisoteo, la pérdida de cobertura vegetal, con

el consiguiente aumento de la erosión, y la muerte intencionada de individuos al ser confundidos con serpientes venenosas.

Trogonophis wiegmanni parece localmente abundante en el Norte de África, y presenta densidades aparentemente elevadas en las Islas Chafarinas (Civantos, 2000). Sin embargo, sus hábitos subterráneos hacen que sea difícil hacer estimaciones fiables a partir de visitas ocasionales, y no se ha evaluado el estado real de conservación de sus poblaciones en ningún punto de su área de distribución. Los escasos estudios recientes sugieren que puede tener requerimientos ecológicos estrictos y que las alteraciones antrópicas del medio pueden afectarla gravemente. Esto podría ser particularmente importante en las Islas Chafarinas, pues, dada su naturaleza volcánica, la disponibilidad de suelos desarrollados con condiciones adecuadas para la especie se encuentra limitada. Dado el interés científico y de conservación de la culebrilla mora, y con el objetivo de desarrollar un programa de conservación y gestión, el presente estudio examina la distribución detallada y abundancia relativa de la especie en las Islas Chafarinas, y constituye la primera evaluación del estado de conservación de sus poblaciones.



Figura 2. Vista del archipiélago de las Islas Chafarinas desde la Isla del Rey Francisco (en primer plano), con la Isla de Isabel II en el medio (con edificaciones) y la Isla del Congreso al fondo.

De origen volcánico, el archipiélago de las Chafarinas (Figura 2) se sitúa en el suroeste del Mar Mediterráneo ($35^{\circ}11'N / 2^{\circ}25'W$), a 2.5 millas náuticas del norte de la costa marroquí (Ras el Ma, Marruecos) y a 27 millas náuticas al este de Melilla. Consiste en tres pequeñas islas muy cercanas entre sí: Congreso (25.6 ha; 137 msnm), Isabel II (15.1 ha; 35 msnm; la única habitada), y Rey Francisco (13.9 ha; 175 m). Un clima Mediterráneo árido y cálido, la salinidad del suelo y la acumulación de guano que generan las numerosas colonias de aves marinas condiciona una vegetación dominada por plantas arbustivas de los géneros *Atriplex*, *Suaeda* y *Salsola*. Los suelos están poco desarrollados, con una capa muy fina de materia orgánica (donde hay vegetación) y con poca profundidad, encontrándose enseguida la roca volcánica. Además de *T. wiegmanni*, en las Islas Chafarinas la fauna de herpetos la constituyen las siguientes especies: *Chalcides ocellatus*, *C. parallelus*, *Tarentola mauritanica*, *Saurodactylus mauritanicus* y *Podarcis vaucheri*.

Las Islas Chafarinas fueron visitadas en dos campañas de una semana de duración cada una, realizadas en Septiembre de 2009 y Marzo de 2010. Durante estas visitas se muestrearon las tres islas, y se localizaron y estudiaron más de 370 individuos de *T. wiegmanni*. Durante los muestreos, se efectuaron recorridos sistemáticos buscando ejemplares bajo las piedras, cubriendo toda la superficie de las islas. Las piedras son muy abundantes por todas las islas por lo que no se produjeron sesgos en los muestreos.

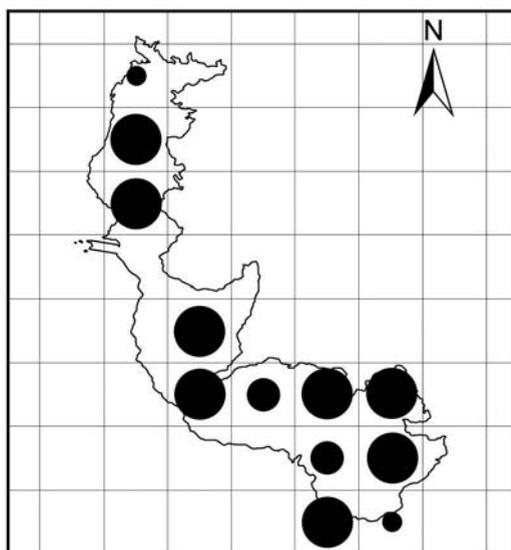
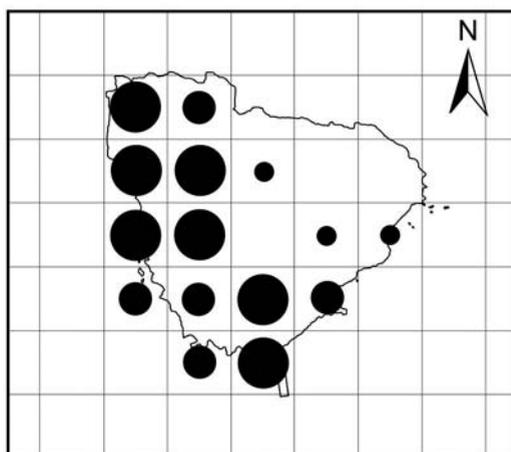
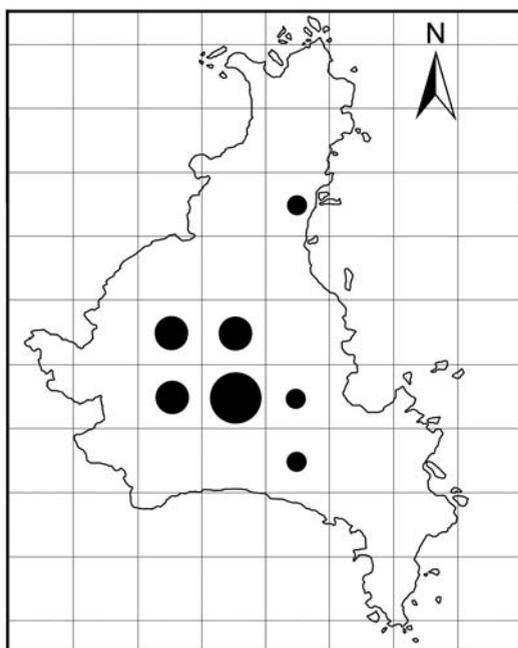
Distribución y abundancia. La localización de cada individuo encontrado se determinó mediante GPS (Garmin GPSmap 60CSx). Los mapas de distribución se realizaron a partir de estas localizaciones, utilizando ortofotos (Escala 1:1.000) del Servicio Geográfico del Ejército Español procesadas mediante el programa ArcGis 9.0 de ESRI. Los datos de distribución se estandarizaron en cuadrículas de 1 hectárea (100 x 100 m), trazadas a partir de las cuadrículas UTM de 1 x 1 Km, lo que permite obtener un grado de detalle considerable. Debido a la dificultad para detectar culebrillas, la distribución presentada podría infraestimar la distribución real. El porcentaje de ocupación de cuadrículas se calculó a partir del número de

cuadrículas totales que abarca cada isla, y del número de cuadrículas con microhábitats potencialmente favorables para las culebrillas (excluyendo las zonas de roca desnuda o pavimentadas donde no hay suelo). La abundancia relativa de individuos se estimó para cada cuadrícula en tres categorías (escasa, frecuente y abundante) basándose en el número de observaciones en relación a la superficie de hábitat adecuado y al esfuerzo de muestreo.

Aunque se han encontrado individuos de *T. wiegmanni* en las tres islas, la distribución

Figura 3. Distribución detallada en cuadrículas de 100 x 100 m de *T. wiegmanni* en las Islas Chafarinas: (a) Congreso -abajo-, (b) Isabel II -derecha superior-, (c) Rey Francisco -derecha inferior-. La abundancia relativa de individuos en una cuadrícula es proporcional al tamaño de los puntos en tres categorías

(● escasa, ● frecuente y ● abundante).



de las observaciones no es homogénea y existen diferencias en la densidad de población entre islas (Figura 3). Así, en la Isla del Congreso, a pesar de las características aparentemente idóneas del hábitat, con un esfuerzo similar de muestreo se han producido muchas menos observaciones que en las otras dos islas. Se encontraron individuos en 7 de un total de 44 cuadrículas de 100 x 100 m (15.9%), y considerando únicamente las zonas potencialmente favorables, la especie se encuentra en siete de 29 cuadrículas (24.1%) (Figura 3a). Las escasas observaciones en esta isla se produjeron en los medios más característicos que ocupa la especie (*i.e.*, suelos desarrollados y alta densidad de piedras), coincidiendo con lo observado en las otras islas. Sin embargo, algunas zonas parecen desocupadas, a pesar de presentar microhábitats similares, como es el caso del extremo norte. El motivo de esta ausencia es desconocido, pero podría deberse a la ausencia de matorrales, las características del suelo, la depredación por una colonia de gaviota patiamarilla, o la competencia con el eslizón *Chalcides ocellatus*, que es muy abundante en esta isla.

En la Isla de Isabel, la especie ha sido encontrada en 15 de las 23 cuadrículas totales (65.2%), o en 15 de las 18 cuadrículas con hábitat favorable (83.3%) (Figura 3b). En esta isla, las edificaciones, calles pavimentadas, muelles y demás estructuras antrópicas impiden que estas áreas puedan ser ocupadas por *T. wiegmanni*, salvo de forma marginal en los pocos restos de suelo que quedan en jardines o cunetas. Sin embargo, la densidad de individuos es alta en las zonas que mantienen matorrales y suelos desarrollados, especialmente en el oeste de la isla. La especie es también abundante incluso en las proximidades de las casas o en zonas degradadas, como en un área de la

zona oeste próxima a un “vertedero”, donde se encuentran culebrillas no sólo bajo piedras, sino también bajo planchas de uralita, maderas y restos de edificaciones. Además, la especie está también presente y es abundante en áreas más transformadas y artificiales, como por ejemplo, bajo muchas de las “piedras encaladas” que marcan los caminos que rodean la isla. No parece por tanto que la elevada presencia y actividad humana que soporta esta isla afecte inicialmente en gran medida a las culebrillas (no obstante ver más abajo el impacto de las actividades humanas). Sin embargo, al este de la isla hay un área más degradada, con pocos arbustos, donde las culebrillas están ausentes o son muy escasas.

En la Isla del Rey, la especie ha sido encontrada en 12 de las 28 cuadrículas totales (42.9%), o en 12 de las 14 cuadrículas con hábitat favorable (85.7%) (Figura 3c). Es en esta isla donde *T. wiegmanni* mantiene las mejores poblaciones de las Islas Chafarinas, favorecidas por la presencia de hábitats más adecuados (mayor abundancia de piedras, alta cobertura de matorral y suelos profundos desarrollados) en gran parte de la isla. En estas zonas, las culebrillas se encuentran en altas densidades, muchas veces en grupos de varios individuos bajo la misma piedra. Cabe destacar la presencia de un área extensa de roca desnuda en el centro de la isla que podría actuar de barrera efectiva aislando completamente las poblaciones del norte y del sur de la isla. Por otro lado, la presencia de una colonia de gaviota de Audouin en esta isla no parece tener ningún efecto sobre *T. wiegmanni*, que es especialmente abundante bajo piedras situadas en medio de la colonia.

Conservación. El estado de conservación actual de las poblaciones de *T. wiegmanni* en las Islas

Chafarinas es aparentemente aceptable, pues la especie mantiene poblaciones de alta densidad, especialmente en las Islas del Rey e Isabel. La pérdida de hábitat -en especial la pérdida de suelo, piedras y cobertura arbustiva- puede representar la mayor amenaza para la especie. Además, dado que las culebrillas pasan fácilmente desapercibidas debido a sus hábitos subterráneos, existen una serie de potenciales problemas en relación a su "convivencia" con los seres humanos. Por ejemplo, debería evitarse levantar y mover las piedras de su posición, pues las piedras son un recurso fundamental para las culebrillas. Debajo de ellas encuentran alimento y condiciones de temperatura y humedad adecuadas, especialmente durante la sequía del verano (López *et al.*, 2002; Civantos *et al.*, 2003). Al cambiar las piedras de posición se modifican las condiciones microclimáticas generadas bajo las mismas, por lo que debe ponerse especial cuidado en recolocar las piedras levantadas sin alterar el suelo bajo ellas ni a su alrededor. Este problema puede ser grave cuando se realizan labores como el mantenimiento de las estructuras defensivas de las islas (bunkers, trincheras), la creación de caminos y "escudos" militares con piedras encaladas, y el uso de piedras para sujetar los "cercados de anillamiento" que rodean la colonia de gaviota de Audouin en la Isla del Rey.

El mantenimiento del suelo es un problema especialmente grave en las Islas Chafarinas, donde las formaciones edáficas están poco desarrolladas. Por ello, deberían evitarse, o realizarse con cuidado, las excavaciones para extraer tierra destinada a nuevas construcciones o al llenado de sacos terreros utilizados en las posiciones defensivas que abundan por todo el perímetro de las islas. Además, debería controlarse la pérdida de suelo en aquellas zonas sujetas a un proceso

de erosión más activo, probablemente mediante la repoblación de matorrales autóctonos que sujeten el suelo y permitan su desarrollo. La cobertura de matorral de las islas no habitadas parece, en general, adecuada, permitiendo el mantenimiento de condiciones microclimáticas favorables en el suelo. La pérdida de esta cobertura puede limitar el hábitat disponible para las culebrillas.

Los recorridos de visitantes por las islas deberían restringirse lo máximo posible a los caminos ya trazados para evitar que el pisoteo compacte el suelo, aumente su erosión y provoque el desplazamiento de piedras. Deberían realizarse campañas de divulgación por medio de folletos, carteles, etc., que incluyan fotos de las culebrillas, destacando sus hábitos subterráneos, indicando que se trata de una especie completamente inofensiva y no venenosa, y que se encuentra estrictamente protegida. Esto sería de gran interés para que los visitantes y en especial el personal "no científico" que trabaja en las Islas Chafarinas, incluyendo las guarniciones militares, conozcan y sean conscientes del valor que tiene la presencia de esta especie en las islas. Así, podrían evitarse muertes accidentales provocadas al mover piedras, escarbar, etc., o intencionadas al considerarla una especie "peligrosa".

Concluimos que uno de los mayores problemas de conservación para esta especie, que pasa desapercibida por sus hábitos subterráneos, es la falta de conocimiento e información sobre su ecología y la dificultad para percibir y evaluar el estado de sus poblaciones si no se realizan estudios específicos. Por ello, es necesario dar continuidad a los estudios realizados hasta el momento, con el fin de generar información a más largo plazo sobre la viabilidad de las poblaciones y poder garantizar la toma de decisiones de manejo y conservación adecuadas.

AGRADECIMIENTOS: J.A. Mateo por sus sugerencias. El personal (Javi y Gonzalo) y las instalaciones de la Estación Biológica del Refugio Nacional de Caza de las

Islas Chafarinas proporcionaron apoyo logístico y buena compañía. El estudio fue financiado por un contrato del Organismo Autónomo de Parques Nacionales.

REFERENCIAS

- Bons, J. & Géniez, P.H. 1996. *Amphibiens et Reptiles du Maroc (Sahara Occidental compris): Atlas Biogéographique*. Asociación Herpetológica Española. Barcelona.
- Bons, J. & Saint-Girons, H. 1963. Ecologie et cycle sexuel des amphibiens du Maroc. *Bulletin de la Société des Sciences Naturelles et Physiques du Maroc*, 43: 117-159.
- Civantos, E. 2000. Catalogación, distribución y abundancia de la herpetofauna de las Islas Chafarinas. In: Gómez López T. (ed.), *Control y Seguimiento de Ecosistemas en el RNC de las Islas Chafarinas. Libro II*. GENA SL- OAPN. Informe Inédito. Dirección General de la Naturaleza. Madrid.
- Civantos, E., Martín, J. & López, P. 2003. Fossorial life constrains microhabitat selection of the amphibaenian *Trogonophis wiegmanni*. *Canadian Journal of Zoology*, 81: 1839-1844.
- López, P., Civantos, E. & Martín, J. 2002. Body temperature regulation in the amphibaenian *Trogonophis wiegmanni*. *Canadian Journal of Zoology*, 80: 42-47.
- Mateo, J.A. 1997. Los anfibios y reptiles de Ceuta, Melilla, Chafarinas y los peñones de Alhucemas y Vélez de la Gomera. 451-464, In: Pleguezuelos, J.M. (ed.), *Distribución y Biogeografía de los Anfibios y Reptiles en España y Portugal*, Monografías de Herpetología Vol. 3. Universidad de Granada-Asociación Herpetológica Española. Granada.
- Mateo, J.A., Joger, U., Pleguezuelos, J., Slimani, T. & Martínez-Solano, I. 2008. *Trogonophis wiegmanni*. In: IUCN 2010, *IUCN Red list of threatened species. Versión 2010.1*. <<http://www.iucnredlist.org>> [Consulta: 15 noviembre 2010].
- Pleguezuelos, J.M., Márquez, R. & Lizana, M. (eds.) 2002. *Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Asociación Herpetológica Española (2ª impresión). Madrid.

Área de distribución de *Chamaeleo chamaeleon* en la costa de Estepona (W Málaga)

Jesús Duarte^{1,2}, Miguel Ángel Farfán^{1,2} & J. Mario Vargas²

¹ Biogea Consultores. Cl. Navarro Ledesma, 243. 29010 Málaga. C.e.: jddbiogea@gmail.com

² Departamento de Biología Animal. Universidad de Málaga. 29071 Málaga.

Fecha de aceptación: 28 de enero de 2011.

Key words: *Chamaeleo chamaeleon*, distribution, abundance, western coast of Málaga.

El camaleón común se distribuye en Andalucía por las franjas costeras de las provincias de Huelva, Cádiz y Málaga (Cuadrado & Rodríguez, 1990) si bien se conocen poblaciones de ejemplares introducidos en la costa de Granada y Almería (Mellado *et al.*, 2001). En la provincia de Málaga la especie se adentra hacia el interior alcanzado mayores cotas que en el resto de provincias, pero sin superar los 700 m de altitud (Mellado *et al.*, 2001). En esta provincia las poblaciones confirmadas de ejemplares silvestres de la especie se localizan principalmente en la Axarquía y en torno a Málaga capital,

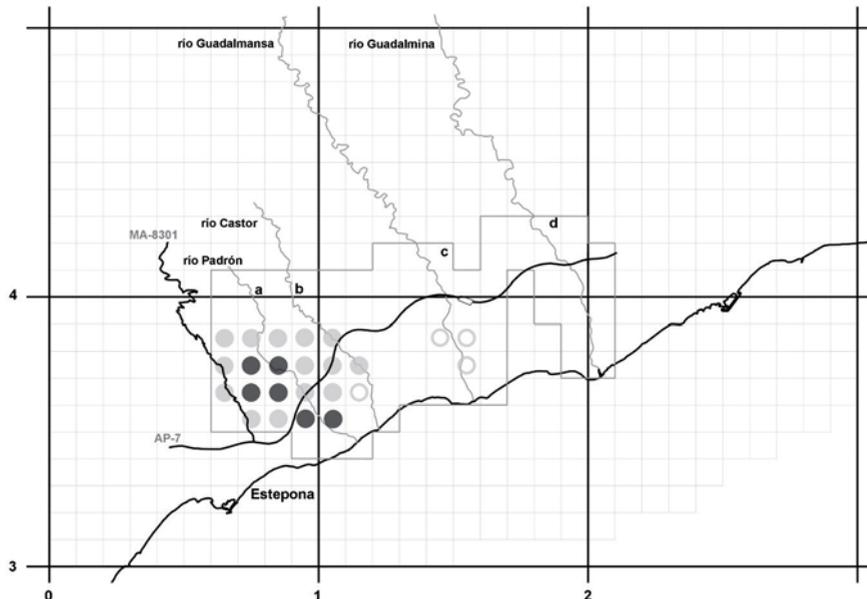
aunque Mellado *et al.* (2001) cita poblaciones tradicionales en localidades de las cuencas de los ríos Guadalhorce y Campanillas y en la franja costera al oeste de la ciudad de Málaga. Este mismo autor destaca la existencia de evidencias de una población de camaleón sin confirmar en Estepona. A esta población hacen referencia también otros autores (Blasco, 1978; Blasco *et al.*, 1985; Blasco & González, 1997; Cuadrado, 2009; Pleguezuelos *et al.*, 2002) sin que conste la existencia de ningún muestreo formal de la misma. Las poblaciones de camaleón de Málaga mejor conocidas son las de la zona

oriental (Axarquía), la del entorno del municipio de Málaga y la comarca de los Montes de Málaga (Biogea Consultores, 2007a, b, 2008, 2010; Blasco, 1997; Mellado *et al.*, 2001) para las cuales si existen datos exhaustivos de distribución y abundancia. Estas poblaciones han sido objeto además de estudios recientes tras las últimas obras de infraestructuras viarias llevadas a cabo en la zona, que han implicado trabajos y medidas correctoras sobre la especie (Mellado & Gómez, 2005). En el presente trabajo se presentan datos inéditos sobre la distribución y abundancia de camaleón común en la costa de Estepona (zona occidental de Málaga).

Como área de estudio se han escogido las vegas y cursos de los ríos Padrón, Castor, Guadalmanza y Guadalmina. En la Figura 1 se detallan los límites del área de estudio. Se trata de zonas con potencialidad para la especie y en las que se han observado esporádicamente ejemplares o se ha tenido noticias de los mismos. El curso bajo del río Guadalmina está muy urbanizado, dominando parcelas de 20 000 a 30 000 m² ocupadas con viviendas

adosadas o pareadas con zonas ajardinadas comunes. El paisaje se complementa río arriba con campos de golf y antiguas zonas de cultivo abandonadas sin parcelar y convertidas en eriales en las que domina el pastizal. El matorral dominante es la altabaca. Aparecen especies arbustivas y arbóreas muy dispersas (retama, sabina, higueras y eucaliptos). El límite del muestreo estuvo en el paraje de los Llanos de Capanes. En el caso del río Guadalmanza la zona baja está ocupada también por parcelas de más de 20 000 m² de viviendas adosadas o pareadas con zonas ajardinadas comunes. Existe también una zona con un considerable estado de degradación con frecuentes escombros y explotaciones de áridos. Esta zona se intercala conforme se asciende el curso del río con parcelas de cultivos de frutales (cítricos, aguacates) de 10 000 a 15 000 m² entre las que aparece una estepa arbustiva de retama. En estas parcelas aparecen viviendas unifamiliares o casas de campo. El límite del muestreo estuvo en la urbanización Jardín Botánico. En el río Castor deben distinguirse dos zonas. La zona baja del

Figura 1. Área de estudio y resultados de la encuesta sobre la presencia y abundancia de camaleón común en la zona de Estepona (Málaga). El área ocupada por la especie se restringe a las UTM's 30SUF30 y UF31. El límite del área muestreada está marcado en gris. Los puntos de referencia son: (a) Charca de la Extranjera, (b) Charca de las Nutrias, (c) urbanización Jardín Botánico y (d) Llanos de Capanes. Las clases de abundancia se expresan como círculos de color negro (observaciones muy frecuentes), gris claro (observaciones frecuentes) y blancos (observaciones esporádicas).



cauce (hasta la autopista AP-7) está urbanizada, dominando parcelas de aproximadamente 3000 m² con cultivos de frutales y casas de campo o viviendas unifamiliares ajardinadas. Por encima de la AP-7 dominan grandes parcelas (> 30 000 m²) que intercalan cultivos de frutales (cítricos), almendro y olivar con zonas de matorral y monte bajo en las que aparecen retamares. El límite del muestreo estuvo en el entorno de la Charca de las Nutrias. En el río Padrón el hábitat varía entre las zonas baja y media del cauce. Desde la costa y hasta la autopista AP-7 aparecen parcelas de cultivo (< 8000 m²) con casas de campo o viviendas unifamiliares ajardinadas. En torno a la N-340, cerca de la desembocadura, aparece una zona muy degradada con actividad industrial. El hábitat natural lo constituye un matorral bajo degradado en el que domina el pastizal y la altabaca. A partir de la AP-7 el hábitat está poco alterado y consiste en fincas (> 25 000 m²) en las que domina el monte alto de pinar y alcornocal con cañaverales y cultivos de cítricos en las proximidades del cauce del río. Se muestreó hasta la carretera de Genalguacil (MA-8301) y el entorno de la Charca de la Extranjera. Destaca en este cauce la ausencia total de retamares.

El muestreo consistió en una encuesta realizada a pié de campo entre los meses de junio a septiembre de 2010. Se recorrieron sistemáticamente las áreas de estudio realizando entrevistas con personas ligadas al medio rural (guardas de fincas, guardas de caza, agentes de medio ambiente, propietarios, pastores y agricultores) de edad entre 30 y 50 años y con vinculación al territorio. Véase Mellado *et al.* (2001) para un procedimiento similar. Algunas de las entrevistas habían sido previamente concertadas y otras se seleccionaron conforme avanzaba el muestreo. En total se entrevistó a 28 personas. Como uni-

dad de muestreo se utilizó la cuadrícula UTM de 1x1 km. Se estimó el número de ejemplares vistos por los entrevistados en cada unidad de muestreo durante los meses del periodo de máxima actividad de la especie (Cuadrado, 1997), visitando en compañía del entrevistado los puntos en los que se habían visto los ejemplares y anotando sus coordenadas con la ayuda de un GPS (Garmin eTrex-H), el tipo de hábitat de la zona y la fecha aproximada de la observación. Con estos datos se construyó un mapa de distribución de la especie en la zona de estudio. Para la abundancia se utilizó un índice cualitativo que constaba de tres clases de observaciones: observaciones muy frecuentes (más de cinco ejemplares de camaleón observados en una misma UTM por un mismo entrevistado), observaciones frecuentes (de dos a cinco ejemplares observados en la misma UTM por un mismo entrevistado) y observaciones esporádicas (menos de dos ejemplares observados en una misma UTM por cualquiera de los entrevistados). El índice de abundancia se representó gráficamente para cada UTM de la zona de estudio. Se tuvieron en cuenta también las observaciones personales de animales realizadas durante los muestreos, si bien no se siguió un protocolo de censo exhaustivo ya que no era esta la finalidad del estudio. Todos los valores medios se expresan junto a su error estándar.

Tabla 1. Valores medios de detección de camaleones por unidad de muestreo (UTM de 1x1 km) en el área de estudio (costa de Estepona, zona occidental de la provincia de Málaga).

ZONA	Media ± SE
Núcleo principal (ríos Padrón y Castor)	4,10 ± 0,52
Subpoblación del río Guadalmanza	1,00 ± 0,00
Unidades con detecciones muy frecuentes	7,50 ± 0,43
Unidades con detecciones frecuentes	3,00 ± 0,28
Unidades con detecciones esporádicas	1,00 ± 0,00

Se han muestreado un total de 87 cuadrículas UTM de 1x1 km y se ha detectado la presencia del camaleón en 24 unidades de muestreo diferentes (27.6% del total) localizadas sobre todo en las cuencas de los ríos Padrón y Castor (87.5%) y en menor medida en el río Guadalmanza (12.5%). No se ha confirmado la presencia en el río Guadalmina. Ello supone que el camaleón ocupa en Estepona un área continua con un núcleo poblacional principal de aproximadamente 21 km² y una pequeña subpoblación cercana ocupando un área de 3 km². Un 20.8% de los encuestados valoraron el camaleón como ausente en la zona; un 16.6% como esporádico y un 62.5% como frecuente o muy frecuente. Se anotaron 91 citas diferentes de camaleones en el área de estudio (3.3% en el río Guadalmanza y 96.7% en los ríos Padrón y Castor). Las observaciones directas de camaleones supusieron 10.9% de las citas (nueve ejemplares en el río Padrón y un ejemplar en el río Guadalmanza). La Figura 1 muestra gráficamente los resultados del muestreo y en la Tabla 1 se resumen los valores medios de detección de camaleones en el área de muestreo. La abundancia es mayor en el cauce bajo del río Padrón, en la zona comprendida entre la carretera de Estepona a Genalguacil y en el cauce medio de este mismo río. Sobre el origen de esta población cabe destacar que los entrevistados recuerdan la existencia de la especie en el núcleo principal desde al menos 20 años. También se ha comprobado la existencia de translocaciones de ejemplares realizadas por particulares hacia la zona de Guadalmanza, por lo que el núcleo pequeño pudiera tener un origen introducido.

Los resultados obtenidos resultan ser una información novedosa. Confirman la pre-

sencia del camaleón en Estepona y destacan la importancia de la zona del río Padrón, donde la población ocupa una mayor extensión. A partir de estos resultados se impone la necesidad de realizar un censo formal y exhaustivo en la próxima estación favorable para la especie, que permita determinar con detalle la densidad y el área ocupada por la población de esta zona. Los resultados también sugieren que el camaleón debe ser tenido en cuenta en los estudios de impacto y medidas correctoras de las frecuentes obras de urbanización e infraestructuras que se desarrollan en la costa de Estepona. Actualmente las medidas correctoras con respecto al camaleón se han concretado en DIAs (Declaraciones de Impacto Ambiental) restringidas a obras localizadas en la zona oriental de la provincia y el entorno de la capital (Biogea Consultores, 2007a, 2008; Mellado & Gómez, 2005). La DIA de obras de infraestructuras tan importantes como la AP-7 (BOE núm. 141, de 11 de junio de 1996) no consideró la presencia de la especie en la zona, aún atravesado la vía el núcleo principal, ni especificaba medidas correctoras concretas para la especie. Las frecuentes recalificaciones urbanísticas y planes parciales que conllevan apertura de viales y urbanización de zonas rústicas tampoco consideran la presencia del camaleón. Es necesario establecer medidas correctoras, programas de vigilancia ambiental e incluso diseñar una zona de reserva específica o incentivar la conservación de la especie en las fincas donde está presente en la zona de Estepona.

AGRADECIMIENTOS: A la guardería del coto deportivo de caza de Estepona por su colaboración durante los muestreos. El Dr. M. Cuadrado contribuyó con sus valiosos comentarios a mejorar sensiblemente el manuscrito original.

REFERENCIAS

- Blasco, M. 1978. *Chamaeleo chamaeleon* in the province of Málaga. *British Journal of Herpetology*, 5: 839-841.
- Blasco, M. 1997. *Chamaeleo chamaeleon* (Linnaeus, 1758). 190-192. In: Pleguezuelos, J.M. (ed.), *Distribución y biogeografía de los anfibios y reptiles en España y Portugal*. Asociación Herpetológica Española-Universidad de Granada. Granada.
- Blasco M., Cano J., Crepillo E., Escudero J.C., Romero J. & Sánchez, J.M. 1985. *El camaleón común* (*Chamaeleo chamaeleon*) en la península ibérica. Monografía 43. ICONA, Ministerio Agricultura Pesca y Alimentación. Madrid.
- Blasco, M. & González, D. 1997. *Chamaeleo chamaeleon*. Distribution. *Herpetological Review*, 28: 157.
- Biogea Consultores. 2007a. *Muestreo, captura y traslado de camaleones* (*Chamaeleo chamaeleon*) en la zona afectada por la hiperronda de circunvalación oeste de Málaga. Tramo conexión carretera C-3310 con la autovía del mediterráneo A-7. Sacyr S.A. Informe inédito. Málaga.
- Biogea Consultores. 2007b. *Muestreo, captura y traslado de camaleones* (*Chamaeleo chamaeleon*) en la zona afectada por la hiperronda de circunvalación oeste Málaga. Tramo conexión carretera MA-417 con la autovía del Guadalhorce A-357. Acciona Infraestructuras S.A. Informe inédito. Málaga.
- Biogea Consultores. 2008. *Muestreo, captura y traslado de camaleones* (*Chamaeleo chamaeleon*) en la zona afectada por las obras de la autopista de peaje AP-46 (Casabermeja-Málaga). Sacyr S.A. Informe inédito. Málaga.
- Biogea Consultores. 2010. *Estudio poblacional cuantitativo y cualitativo de las poblaciones de camaleón común* (*Chamaeleo chamaeleon*) presentes en el municipio de Málaga. Ayuntamiento de Málaga. Informe inédito. Málaga.
- Cuadrado, M. 1997. Eficacia de los censos nocturnos de camaleón. *Boletín de la Asociación Española de Herpetología*, 8: 27-28.
- Cuadrado, M. 2009. Camaleón común - *Chamaeleo chamaeleon*. In: Salvador, A. & Marco, A. (eds.), *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Museo Nacional de Ciencias Naturales. Madrid. <http://vertebradosibericos.org>. [Consulta: 15 diciembre 2010].
- Cuadrado, M. & Rodríguez, M. 1990. *El camaleón común en Andalucía. Distribución y conservación*. Agencia de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. Sevilla.
- Mellado, J., Giménez, L., Gómez, J.J. & Sanjuán, M. 2001. *El camaleón en Andalucía. Distribución actual y amenazas para su supervivencia*. Fundación Alcalde Zoilo Ruiz-Mateos. Colección Rabeta Ruta. Rota.
- Mellado, J. & Gómez, J.J. 2005. *Proyecto básico de actuaciones para la conservación del camaleón común* (*Chamaeleo chamaeleon*) en el proyecto de concesión de la Autopista de Málaga, tramo Alto de las Pedrizas. Acciona S.A. Informe inédito. CSIC/LYGOS. Almería.

Tarentola mauritanica: aproximación a su distribución en Aragón

Francisco J. Serrano

Cl. Churvilla, 19. 44540 Albalate del Arzobispo. Teruel. C.e.: francisco.jse@terra.es.

Fecha de aceptación: 26 de marzo de 2011.

Key words: *Tarentola mauritanica*, distribution, Aragón, NE Spain.

La salamanquesa común (*Tarentola mauritanica*) es una especie termófila, de carácter mediterráneo y de costumbres antrópicas. Ocupa cualquier tipo de hábitat no excesivamente frío, con adecuada insolación y que disponga de refugios adecuados (Hódar 2002). La Comunidad Autónoma de Aragón (47 700 km²) se incluye dentro del ámbito del clima mediterráneo de influencia continental, de inviernos fríos y veranos calurosos y secos. La parte baja de la depresión del Ebro,

aproximadamente el 60% de su superficie, pertenece al piso bioclimático mesomediterráneo y otro 25% aproximado de su territorio al supramediterráneo, ocupando el sector prepirenaico y gran parte del Sistema Ibérico. Por ello las condiciones para la presencia de la salamanquesa común en este territorio son óptimas, al menos en la totalidad del espacio incluido en el piso mesomediterráneo y parte del supramediterráneo, donde ha sido citada a 1400 msnm en la provincia de Teruel (Liberos *et al.*, 2006).

Desde hace años diferentes trabajos publicados sobre fauna en Aragón (Falcón, 1982; Pedrocchi & Lantero, 1984) coinciden en que la presencia de *T. mauritanica* es común en la mayor parte de la Comunidad. Sin embargo, si exceptuamos el conocimiento de la distribución de la especie en la provincia de Teruel (Serrano *et al.*, 2001), apenas hay información corológica al respecto para las provincias de Zaragoza y Huesca. En la obra de referencia de la corología de los herpetos, “Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España” (Pleguezuelos *et al.*, 2002), se puede comprobar el vacío existente en cuanto a la distribución de esta especie en estos territorios. Tras la edición del Atlas y Libro Rojo nacional poca ha sido la información corológica complementaria sobre esta especie en Aragón (pero véase Martín *et al.*, 2005, 2006; Moreno, 2006). En estas fuentes bibliográficas se puede comprobar que de las 555 cuadrículas UTM de 10 x 10 km que abarcan Aragón sólo en 101 se señala su presencia, y de manera desigual entre sus provincias (20 en Zaragoza, 32 en Huesca y 49 en Teruel), es decir, en un 18% de su superficie. Nos encontramos una vez más ante el escaso conocimiento de la situación real de una especie considerada común, abundante o frecuente.

En consecuencia, se ha procedido a una recopilación de registros de los cuadernos de campo del autor y a visitar determinadas cuadrículas para la detección de la especie. Así mismo se ha encuestado a una amplia red de colaboradores, quienes han aportado sus observaciones personales y han prospectado durante el verano de 2010 aquellas zonas con ausencia de citas bibliográficas.

Del trabajo desarrollado se han obtenido 129 observaciones inéditas que constituyen las primeras citas de *T. mauritanica* en suelo

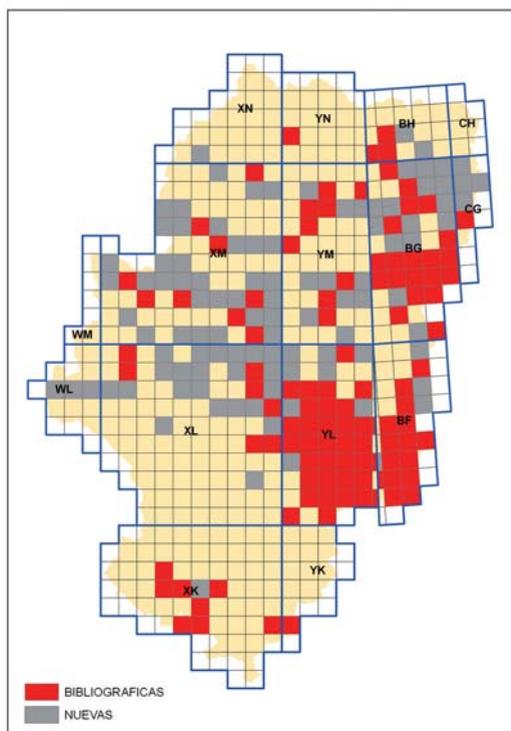


Figura 1. Distribución actual de *T. mauritanica* en Aragón.

aragonés para 103 nuevas cuadrículas UTM de 10x10 km y otras 40 observaciones inéditas en localidades de cuadrículas en las que ya se había registrado su presencia en la bibliografía referida anteriormente (Figura 1). Es un número de citas relativamente importante en cuanto al volumen de información que supone para la contribución a un más adecuado conocimiento de la distribución de la especie en Aragón, dadas la escasez de referencias bibliográficas sobre su corología y la falta de un Atlas herpetológico regional. Así, se ha conseguido un aumento de la confirmación de su presencia de 101 a 204 cuadrículas (82 en Zaragoza, 67 en Huesca y 55 en Teruel), lo que supone un incremento de cobertura de un 18% inicial a un 37% actual.

Los resultados indican que en Aragón la salamandrina común es una especie frecuen-

te dentro del ámbito territorial abarcado por el piso bioclimático mesomediterráneo, coincidente con el comprendido por debajo de la cota de 800 msnm, lo que consideraríamos su zona potencial de presencia. Su distribución y abundancia sigue prácticamente los mismos patrones que el mapa de isotermas.

Por encima de la cota de 800 msnm y dentro del piso bioclimático supramediterráneo escasea el número de observaciones, aunque en el Sistema Ibérico turolense se puede encontrar en la capital provincial (XK66; 900 msnm), donde se considera rara (Martín & Liberos, 2002), y en el cercano embalse del Arquillo (XK56; 960 msnm), adentrándose desde la vecina comunidad valenciana por el valle del río Turia tal y como se recoge en Liberos *et al.* (2006), registrándose observaciones en poblaciones intermedias como en las cercanías de Libros (Masía del Floro, XK54; 840 msnm) Villed (XK55; 824 msnm) y sus alrededores (vertedero XK55; 920 msnm).

Al sur de la comarca del Matarraña se han registrado observaciones en la población de Monroyo (YL51; 900 msnm) y sus alrededores (Ermita de la Consolación YL42; 860 msnm) y también ha sido citada en varias localidades del Maestrazgo (Serrano *et al.*, 2001; Martín *et al.*, 2005), destacando por su altitud Bordón (YL20; 829 msnm) y Villarluengo (YL00; 1100 msnm), localidad donde se ha confirmado su presencia en el verano de 2010 (Llavero, com. pers.) y donde podría haber llegado a través del valle del río Guadalupe, puesto que también ha sido observada en la cercana Cuevas de Cañart (YL11; 834 msnm). Las citas de Utrillas (XL82; 962 msnm) y Montalbán (XL82; 900 msnm), donde la especie está considerada como rara (Ferrer, com. pers.), podrían responder a una incipiente colonización de esta área, habiéndose utilizado como vía de penetración natural desde el norte el

tramo medio del valle del río Martín (Alcaine-Obón) como zona potencial para la especie que es, independientemente de que aguas arriba del embalse de Cueva Foradada (XL93) todavía no se haya confirmado su presencia.

En el suroeste encontramos la población de salamanquesa común a mayor altitud de la provincia, en la zona de arenisca roja conocida como "el rodeno". La mayoría de las citas se sitúan entre 1200 y 1400 msnm. Según Martín (com. pers.), dada la termicidad de la zona la vía de colonización más probable parece el río Ebrón desde el Rincón de Ademuz hacia Tormón, penetrando desde aquí en la mancha de rodeno. En toda esta área se presenta de forma escasa, fluctuando bastante la población de unos años a otros. Las observaciones se distribuyen tanto en cascos urbanos (Bezas XK46 y Albarracín XK37) como en los abundantes roquedos. Queda así bastante completo y definido el ámbito presencial de la especie en la provincia de Teruel.

En la provincia de Zaragoza las observaciones de mayor altitud registradas se localizan al Oeste en San Martín del Moncayo (XM03; 813 msnm) y al Sur en Herrera de los Navarros (XL66; 809 msnm), Ariza (WL77; 763 msnm) y Daroca (XL35; 797 msnm), localidad esta última conectada presumiblemente con las poblaciones de salamanquesa en Calatayud (XL17; 530 msnm) a través del valle del Jiloca. En el extremo norte de la provincia dos nuevas localidades en las Altas Cinco Villas, Isuerre (XN50) y Luesia (XM69), confirman la capacidad de la especie para ocupar algunos puntos del sector prepirenaico zaragozano.

En la provincia de Huesca hay citas muy próximas a los Pirineos en Lafortunada (BH71) y Tella (BH61), y referencias bibliográficas en Jaca (YN01), Boltaña (BH50) y Aínsa (BH60), las cuales, unidas a través de una línea imaginaria con las de Viu y

Sopeira al Este y las de Isuerre y Luesia en Zaragoza al Oeste, marcan por ahora el límite norte conocido de la distribución de la especie en esta Comunidad Autónoma. De momento sólo constan tres observaciones por encima de los mil metros en esta provincia: refugio de Santa María de Tella (BH61), a 1080 msnm, Ermita de San Quílez, a 1082 msnm (BG95) en el término municipal de Baells (Martín *et al.*, 2006), el punto más alto de la comarca de La Litera al este de la provincia, y Sierra de Sevil (YM48), a 1380 msnm dentro de los límites del Parque Natural “Sierra y Cañones de Guara”.

En la mayor parte de las observaciones relacionadas en este trabajo los hábitats ocupados responden a zonas urbanas, edificios o cualquier otro tipo de construcción aislada, muros, calzadas, azudes, puentes, acopios de piedras, ruinas, etc. Así mismo, la costumbre de cazar al acecho insectos atraídos por la luz de las farolas sobre las fachadas hace que la salamandrina sea ampliamente conocida e incluso posee diversos nombres populares como redolí (Falcón, 1982), dragón o ropero. En

el medio natural también la podemos encontrar en zonas rocosas o cortados. En el Navazo se la ha visto activa en grietas ocupadas por murciélagos (Martín, com. pers.) y en los grandes espacios abiertos esteparios como los del Bajo Martín, ante la falta de refugios adecuados, ocupa las madrigueras de conejo normalmente sin la presencia del lagomorfo.

AGRADECIMIENTOS: A M.Á. Martín, C. Liberos, E. Clavería y a todos y cada uno de los observadores que con la remisión de sus citas han hecho posible este trabajo (por orden alfabético); J. Abanto, T. Albero, J. Álvarez, R. Andreu, D. Araque, C. Arenas, J. Artal, D. Balaguer, N. Ballarín, R. Ballarín, D. Beltrán, R. Blanco, J. Blasco-Usón, J. Blasco-Zumeta, D. Carpi, F.J. Castillo, J. Cerdán, M^ªJ. Clavería, F. Compaired, L. Crespo, J. Fernando de Sus, R. del Val, R. Delgado, J. Díaz, D. Echezarreta, E. Espuña, F. Faci, A. Fau, Ó. Ferrer, J.A. García, F.J. Gascón, J.L. Gazulla, E. Gil, I. Gracia, R. Gracia, I. Hernanz, A. Herranz, D. Izaguerri, M. Jaime, F. López, J.M. Lostao, M. Lozano, R. Lucea, L.J. Madorrán, J. Medina, M. Pardo, J. Pascual, S. Ramia, S. Ramos, R. Regal, A. Rojo, F. Romero, B. Ruiz, F. Salas, J. Sanz, A. Sartaguda, F. Sebastián, J. Silano, R. Solana, J. Urbón y P. Val.

REFERENCIAS

- Falcón, J.M. 1982. *Los anfibios y Reptiles de Aragón*. Ed. Librería General. Colección Aragón. Zaragoza.
- Hódar, J.A. 2002. *Tarentola mauritanica*. 188-190. In: Pleguezuelos, J.M., Márquez, R. & Lizana (eds) 2002. *Atlas y Libro Rojo de los anfibios y reptiles de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Asociación Herpetológica Española (2ª impresión). Madrid.
- Liberos, C. Martín, M.A. & Serrano, F.J. 2006. *Anfibios y reptiles en la provincia de Teruel*. Ed. Instituto de Estudios Turolenses. Colección Cartillas turolenses, 25. Teruel
- Martín, M.A. & Liberos, C. 2002. Anfibios y reptiles. 19-26. In: Itinerarios de la naturaleza. Vertebrados en Teruel. Ayuntamiento de Teruel. Concejalía de Parques y Jardines.
- Martín, M.A., Liberos, C., Serrano, F.J. & Rosado, F. 2005. Contribución a la distribución de los anfibios y reptiles en la provincia de Teruel. Instituto de Estudios Turolenses. *Teruel 2000-2002*, 88-89 [volumen I]: 305-310.
- Martín, M.A., Serrano, F.J., & Liberos, C. 2006. Contribución a los anfibios y reptiles en Aragón (España). *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 17(2): 73-79.
- Moreno, J.D. 2006. *Anfibios y Reptiles del término municipal de Monzón*. Ayuntamiento de Monzón.
- Pedrocchi, C. & Lantero, J.M. 1984. Enciclopedia Temática de Aragón. Tomo 2, *Fauna*. Ediciones Moncayo, S.A. Zaragoza.
- Pleguezuelos, J.M., Márquez, R. & Lizana (eds) 2002. *Atlas y Libro Rojo de los anfibios y reptiles de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Asociación Herpetológica Española (2ª impresión). Madrid.
- Serrano, F.J., Torrijo, A., Cano, J.L., Lagares-Latorre, J.L., Liberos-Saura, C., Martín-Arnau, M.A., Pueyo, J.M., Rosado-Romero, F., Ruiz-Alba, J. & Sánchez-Sancho, J.A. 2001. Atlas provisional de anfibios y reptiles de la provincia de Teruel. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 12(2): 62-70.

Presencia de *Iberolacerta monticola* en la sierra del Suevo (Asturias)

Pablo García-Díaz

Cl. Núñez de Zamora 12-14, ID. 37003 Salamanca. C.e.: garciap@usal.es

Fecha de aceptación: 7 de marzo de 2011.

Key words: conservation, density, distribution, Lacertidae, North Spain.

Las lagartijas serranas forman un grupo de especies endémicas de la Península Ibérica y de particular interés. La lagartija cantábrica (*Iberolacerta monticola*) se distribuye por la zona norte de la península y está considerada como amenazada bajo la categoría de Vulnerable (Pérez-Mellado, 2004; Cox *et al.*, 2008). Por lo general, la mayor parte de las poblaciones de la cornisa cantábrica se hallan ligadas a las zonas montañas de la propia cordillera, pero existen sin embargo datos de poblaciones relativamente aisladas en diferentes zonas (Pérez-Mellado, 2004; Galán *et al.*, 2007) entre las que se encuentran las del macizo del Suevo en Asturias (Figura 1), poco estudiadas y cuyo estatus actual prácticamente se desconoce. La sierra del Suevo se encuentra en los concejos de Caravia, Colunga, Ribadesella, Piloña y Parres, apenas a 4 km de distancia del mar Cantábrico. La mayor cota es el pico Pienzu, de 1161 m de altitud.

En la última semana de julio y primera de agosto de 2010 se realizaron 25 transectos en el área comprendida entre el mirador del Fitu y el pico Pienzu (aproximadamente en línea recta unos 4 km, pero a través de transectos unos 6 km; coordenadas UTM del punto medio: 30T X: 320707 Y: 481140; 13 cuadrículas UTM 1 x 1 km muestreadas: 30TUP 1810, 1811, 1910, 1911, 2010, 2011, 2012, 2110, 2111, 2211, 2213, 2312, 2312) con el objetivo de estimar la presencia y la densidad de las lagartijas serranas en la zona. El área de trabajo está comprendida entre los 550 y los 1161 m de altitud y se caracteriza por una vegetación de montaña típica

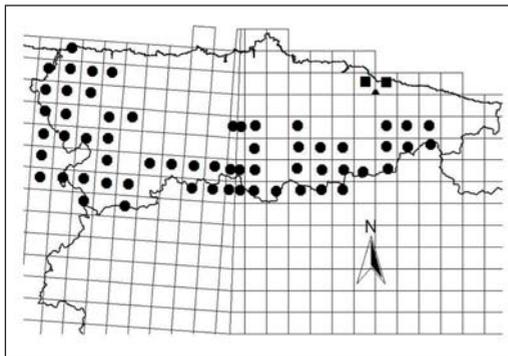


Figura 1. Distribución de la lagartija serrana en Asturias (círculos) y situación de las poblaciones aisladas del Suevo (cuadrados), basado en Pérez-Mellado (2004). Triángulos: situación exacta de las cuadrículas UTM 1 x 1 km con presencia comprobada en este trabajo.

(Figura 2), compuesta por tojos (*Ulex* spp.) y piornos (*Cytisus* spp.), así como diversas especies de brezos (*Erica* spp. y *Daboecia cantabrica*) y helechales (*Pteridium aquilinum*). Aparecen puntualmente formaciones de pino (*Pinus* spp.) y carballo (*Quercus robur*). Los transectos tenían una longitud de 200 metros (Delibes & Salvador, 1988) en los que se registraba la presencia de lagartijas serranas, así como su distancia perpendicular al observador. Estos datos se analizaron mediante el programa DISTANCE (Thomas *et al.*, 2009) siguiendo las recomendaciones de Borchers *et al.* (2002), para así obtener la densidad poblacional (lagartijas / hectárea). A pesar de que existen densidades poblacionales publicadas para la especie (Delibes & Salvador, 1988; Galán *et al.*, 2007) la diferencia de metodología empleada podría complicar la comparación de las estimas. Por este motivo, también se realizaron 23 transectos en mayo de 2010 de la misma longitud

seleccionados al azar en la subida desde la localidad de Valle del Lago hasta el Lago del Valle (Parque Natural de Somiedo; coordenadas UTM del punto medio: 29T X: 730666 Y: 4771822; altitud del punto medio: 1370 m; 10 cuadrículas UTM 1 x 1 km muestreadas: 29TQH 2872, 2972, 3071, 3072, 3170, 3171, 3171, 3269, 3270, 3269, 3270); los datos se procesaron idénticamente.

Tanto en la sierra del Suevo como en Somiedo, los transectos se realizaron por la mañana (entre las 09:00 y las 11:00 hora solar), manteniendo una velocidad constante de aproximadamente 1 km / hora.

Durante el trabajo de campo se comprobó la presencia de la lagartija cantábrica en la sierra del Suevo, en cinco transectos a partir de 660 m hasta unos 930 m de altitud, rango al que parece estar relativamente confinada en la zona. La presencia se ha constatado en al menos tres cuadrículas UTM 1 x 1 km: 30TUP1911, 30TUP1910 y 30TUP2010. Se confirma por lo tanto la presencia actual de la especie en las dos cuadrículas UTM 10 x 10 km en las que aparece citada previamente (Figura 1; Pérez-Mellado, 2004).

El hábitat en el que se observaron los ejemplares coincide con un hábitat de montaña, con matorral bajo compuesto por las especies antes citadas, intercalado con pequeñas depresiones del terreno formadas por arroyos en las que existen praderas de cierta extensión (Figura 2). Los afloramientos rocosos son también abundantes en toda la zona de presencia constatada (Figura 2). Como especies simpátricas se detectó a la lagartija roquera (*Podarcis muralis*) y a la lagartija ibérica (*Podarcis hispanica*), mientras que como potenciales depredadores se constató la presencia de la culebra lisa europea (*Coronella austriaca*), el cernícalo vulgar (*Falco tinnunculus*), el ratonero común (*Buteo buteo*) y el alcaudón dorsirrojo (*Lanius collurio*). Esta descripción coincide plena-



Figura 2. Hábitat de la zona ocupada por las lagartijas serranas en la sierra del Suevo.

mente con el hábitat descrito para la especie en la cornisa Cantábrica (Argüello & Salvador, 1988).

La densidad estimada fue de 40.6 ± 0.2 ejs/ha (media \pm error estándar), mientras que en el Valle del Lago la densidad estimada fue similar, de 40.0 ± 0.3 ejs/ha. Dado el sesgo de los datos de densidades correspondientes al Suevo, se empleó un test de Montecarlo (10 000 réplicas; Manly, 2007) para comparar las densidades obtenidas en el Suevo y en Somiedo, procedimiento que se realizó mediante el programa PopTools (<http://www.poptools.org/>). No se encontraron diferencias significativas (Test de Montecarlo: $p = 0.87$) entre ambas zonas, por lo que la densidad poblacional parece similar. En relación con otras áreas de la Cordillera Cantábrica, las densidades estimadas parecen algo inferiores ya que Delibes & Salvador (1986) indican una densidad media de 52 ejs/ha. En relación con las poblaciones gallegas, la estimación en el Suevo parece encontrarse dentro de los amplios rangos de variación mostrados (Galán *et al.*, 2007). Podría considerarse que las diferentes fechas en las que se llevaron a cabo los transectos podrían influir en la actividad y detectabilidad de las lagartijas en los sitios comparados, pero parece poco probable. Argüello

& Salvador (1988) no encuentran variaciones importantes en el número de ejemplares activos en los meses en los que se llevaron a cabo las estimas de densidad.

En función de estos datos parece que las poblaciones de la sierra del Sueve se distribuyen por las zonas de mayor altitud, por lo que el área de ocupación sería relativamente pequeña. Sin embargo, estas poblaciones parecen relativamente abundantes dado que la densidad estimada es similar a la de poblaciones de Somiedo, donde se supone que el estado de conservación es relativamente mejor. Las poblaciones de lagartija cantá-

brica del Sueve se encuentran protegidas bajo la figura de Parque Natural, pero sin embargo se requerirían esfuerzos de investigación superiores para determinar con mayor precisión tanto la distribución como el estatus de la especie. Además, parece de notable interés un profundo estudio taxonómico ya que estas poblaciones de lagartija cantábrica se hallan aisladas del núcleo poblacional de la Cordillera Cantábrica.

AGRADECIMIENTOS: A M. Querejeta por su ayuda y compañía en el campo, así como por enseñarme los sitios de estudio.

REFERENCIAS

- Argüello, J.A. & Salvador, A. 1988. Actividad, selección de hábitat y temperaturas corporales de *Lacerta monticola* en una localidad de la Cordillera Cantábrica (Sauria, Lacertidae). *Revista Española de Herpetología*, 3: 29-40.
- Borchers, D.L., Buckland, S.T. & Zucchini, W. 2002. *Estimating Animal Abundance. Closed Populations*. Springer. Londres.
- Cox, N., Chanson, J. & Stuart, S. 2008. *El Estado de Conservación y la Distribución Geográfica de Reptiles y Anfibios en la Cuenca del Mediterráneo*. IUCN. Gland.
- Delibes, A. & Salvador, A. 1986. Censos de lacértidos en la Cordillera Cantábrica. *Revista Española de Herpetología*, 1: 335-361.
- 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.
- Manly, B.F. 2007. *Randomization, Bootstrap and Monte Carlo Methods in Biology*. 3ª Ed. Chapman & Hall. Boca Raton.
- Pérez-Mellado, V. 2004. *Lacerta monticola* Boulenger, 1905. Lagartija serrana. 228-230. In: Pleguezuelos, J.M., Márquez, R., Lizana, M. (eds.), *Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España*. Ministerio de Medio Ambiente - Asociación Herpetológica Española (3ª impresión). Madrid.
- Thomas, L., Buckland, S.T., Rexstad, E.A., Laake, J.L., Strindberg, S., Hedley, S.L., Bishop, J.R.B., Marques, T.A. & Burnham, K.P. 2009. Distance software: design and analysis of distance sampling surveys for estimating population size. *Journal of Applied Ecology*, 47: 5-14.

Distribución del género *Iberolacerta* en la provincia de Ourense (Galicia, noroeste de España) y zonas limítrofes

Pedro Galán

Departamento de Biología Animal, Biología Vegetal e Ecología. Facultad de Ciencias. Universidade da Coruña. Campus da Zapateira, s/n. 15071 A Coruña. C.e.: pgalan@udc.es

Fecha de aceptación: 5 de marzo de 2011.

Key words: Lacertidae, *Iberolacerta monticola*, *Iberolacerta galani*, distribution, Galicia, Northwest Spain.

En el noroeste de la Península Ibérica están presentes dos especies del género *Iberolacerta*, la lagartija cantábrica (*Iberolacerta monticola*) y la lagartija leonesa (*Iberolacerta galani*), de reciente descripción. La distribución de *I. monticola*

(Boulenger, 1905), endemismo noroccidental ibérico, es bien conocida en términos generales (Pérez-Mellado, 2004; Moreira & Paulo, 2008). Su principal área de distribución se extiende a lo largo de la Cordillera Cantábrica, desde el macizo de Peña

Para ver Anexos ir a <<http://www.herpetologica.es/publicaciones/>>

Prieta por el Este hasta la sierra de Os Ancares por el Oeste, continuando su distribución occidental por el norte de Galicia, donde alcanza la costa. Fuera de esa zona principal, existen poblaciones aisladas en la sierra del Suevo (Asturias), en áreas de baja o moderada altitud en la provincia de A Coruña, en las montañas del este de la provincia de Ourense (ambas en Galicia) y en la Serra da Estrela, en Portugal (Elvira & Vigal, 1982; Galán, 1982; Bas, 1983; Balado *et al.*, 1995; Arribas, 2002; Pérez-Mellado, 2004; Galán *et al.*, 2007a; Moreira & Paulo, 2008).

Su estado de conservación es diferente según las poblaciones consideradas. En el caso de Galicia, se consideran como de preocupación menor aquellas que habitan en la provincia de Lugo, donde se encuentra en general bien distribuida en toda su zona norte y oriental, pero se consideran amenazadas tanto las poblaciones aisladas de baja altitud de la provincia de A Coruña como las de montaña de Ourense (Galán, 1999a, 1999b), incluidas en el Catálogo Gallego con la categoría de vulnerables (Xunta de Galicia, 2007).

Por su parte, *I. galani* Arribas, Carraza & Odierna, 2006 se distribuye por las montañas noroccidentales de Zamora, Montes de León, en la provincia del mismo nombre y Trevinca en Ourense (Arribas *et al.*, 2006). Esta nueva especie se encuentra restringida a zonas elevadas de montaña. Las poblaciones gallegas se consideran vulnerables según el Catálogo Gallego (Xunta de Galicia, 2007).

De las poblaciones de ambas especies consideradas como vulnerables en la legislación de la Comunidad Autónoma de Galicia, se posee cierta información sobre las de *I. monticola* que habitan en zonas baja altitud de la provincia de A Coruña (Galán, 1982, 1991, 1999b; Rúa & Galán, 2003; Galán *et al.*, 2007a, 2007b), pero sobre las de montaña de la provincia de Ourense, donde están presentes ambas especies de *Iberolacerta*, únicamente-

te se conoce su presencia en cuadrículas UTM de 10x10 km y, de manera aproximada, los rangos de altitud ocupados (Bas, 1983; Balado *et al.*, 1995; Pérez-Mellado, 2004), careciéndose de más datos sobre estas poblaciones amenazadas.

El motivo de la presente nota es detallar la distribución en cuadrículas UTM de 1x1 km de las poblaciones de ambas especies que habitan las sierras de la provincia de Ourense y zonas aledañas de León y Zamora, considerando que tal conocimiento es un primer paso necesario para la conservación de estas poblaciones amenazadas.

Los datos para la presente nota se han obtenido a partir de una serie de muestreos realizados en las sierras del centro y este de la provincia de Ourense (Galicia), así como en zonas próximas de las provincias de León y Zamora (Castilla-León), durante un período de seis años, de 2005 a 2010. Se ha partido de la información ya disponible en los diversos atlas de distribución realizados (Bas, 1983; Balado *et al.*, 1995; Pérez-Mellado, 2004), si bien en ellos únicamente se indica la presencia en cuadrículas de 10 x 10 km, por lo que se han visitado las zonas consideradas como potencialmente adecuadas para albergar a estas dos especies por su altitud y características orográficas dentro de esas cuadrículas y en sus vecinas.

Debido a la distribución alopatrica de estas especies, que habitan en sierras separadas por decenas de kilómetros, la asignación específica de los ejemplares observados no supuso ningún problema. Además, en todas las localidades muestreadas se secuenciaron muestras de tejido de una serie de individuos para otro estudio (Remón *et al.* en prep.), por lo que su identificación está comprobada por genes mitocondriales. Las diferencias en la morfología entre ambas especies se discuten en Arribas *et al.* (2006).

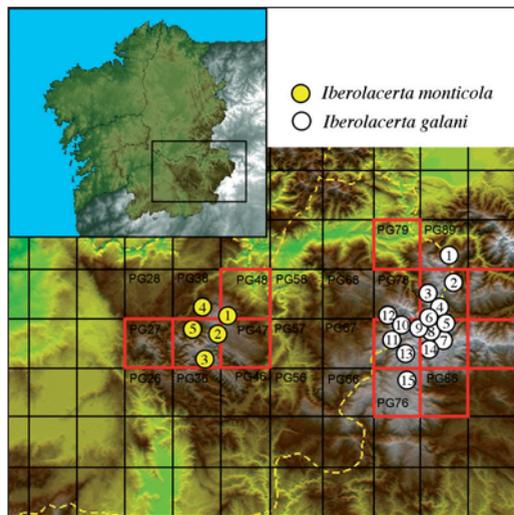


Figura 1. Distribución de *I. monticola* (puntos amarillos) e *I. galani* (puntos blancos) en la provincia de Ourense y zonas próximas de las provincias de León y Zamora. Los números en los círculos indican las diferentes localidades de observación y se relacionan en el Anexo, Tablas 1 y 2. Se destacan en líneas rojas las cuadrículas UTM de 10x10 km donde se ha citado la presencia de *Iberolacerta* según los diferentes atlas de distribución, especialmente Pérez-Mellado (2004).

Todas las observaciones de *Iberolacerta* se han georeferenciado con un GPS, registrando además la altitud a la que se encontraban y datos sobre los hábitats ocupados.

Iberolacerta monticola

En la Figura 1 y en la Tabla 1 del Anexo (versión electrónica) se indican las localidades donde se ha localizado a *I. monticola* en el Macizo Central de la provincia de Ourense. En el período 2005-2010 la hemos encontrado en cuatro cuadrículas UTM de 10x10 km (PG48, PG47, PG37 y PG38) y ocho cuadrículas de 1x1 km.

Su distribución en esta zona se circunscribe sólo a estas sierras centrales y se puede agrupar en cuatro áreas diferenciadas:

(i) Las zonas más elevadas de la Serra de Queixa, desde Cabeza de Manzaneda hasta el extremo sur de la misma (Figura 1, Tabla 1 del

Anexo), en altitudes comprendidas entre los 1657 y los 1778 msnm (zona cuminal de la sierra; Figura 1, puntos en amarillo 1 y 2; altitud media de las observaciones (\pm error estándar): 1709.9 ± 16.4 msnm). Ocupan en esta área las pedrizas (sobre todo la de Cabeza Grande de Manzaneda, próxima a la cumbre), los roquedos y los amontonamientos de piedras entre matorral raso de *Chamaespartium tridentatum* y *Erica australis* (Pterosparto-Ericetum aragonensis) y herbazales de *Agrostis* y *Festuca*.

(ii) Extremo norte del Parque Natural de O Invernadeiro, en la parte alta del Val da Figueira, a 1155-1180 msnm de altitud (Figura 1, punto amarillo 3). En esta zona se observaron en taludes de tierra y roca, así como en roquedos en matorral de *Erica australis* y pies dispersos de *Quercus pyrenaica*.

(iii) Una pequeña población aislada, limitada a la zona del minúsculo puente de A Previsa, sobre un arroyo, a 1077 msnm de altitud (Figura 1, punto amarillo 4). Los individuos ocupan las losas de piedra del pequeño puente y las rocas inmediatas al río, entre matorral alto de *Erica arborea* y pies dispersos de *Betula alba*, en un área inferior a 0.01 km² de superficie. Esta zona se encuentra rodeada por formaciones de matorral donde no se encuentra presente (Figura 2).

(iv) Otra pequeña población aislada, limitada a una garganta fluvial que se sitúa en la cola sureste del embalse de Chandrexa de Queixa, a 910-920 msnm (Figura 1, punto amarillo 5), en taludes de roca y roquedos junto al río con matorral de *Erica arborea*, *Erica australis* y arbolado disperso (*Quercus pyrenaica*). Los hábitats que rodean esta zona son también matorrales donde no se encuentra presente.

Es posible que las poblaciones de las zonas elevadas de la Serra de Queixa (Figura 1, puntos amarillos 1 y 2) estén en contacto con la población del extremo norte del Parque

Natural de O Invernadeiro (Figura 1, punto amarillo 3), a lo largo del eje axial de la sierra, aunque estas últimas se sitúan a menor altitud. Sin embargo, las poblaciones de A Previsa-O Chao (punto amarillo 4) y de la cola del embalse de Chandrexa de Queixa-Bretelo (punto amarillo 5) parecen encontrarse completamente aisladas, formadas por muy pocos ejemplares (especialmente la del pequeño puente de A Previsa) y en hábitats diferentes a los que ocupan las poblaciones de las zonas altas de la sierra (Tabla 1 del Anexo).

El rango global de altitudes de todas estas poblaciones del Macizo Central Ourense es de 910-1778 msnm, con una altitud media (\pm error estándar) de 1455.5 ± 95.6 msnm, aunque, como hemos indicado, separadas en, al menos, cuatro núcleos poblacionales disjuntos, que ocupan diferentes rangos altitudinales y hábitats.

En su conjunto, estas poblaciones se encuentran aisladas de las más próximas de su especie, situadas a 37-39 km en línea recta, en los montes de O Incio y la Serra do Courel (Lugo) y separadas por el cañón del río Sil, que delimita una zona de clima y vegetación marcadamente mediterráneas.



Figura 2. Macho adulto de *I. monticola* de la población aislada del puente de A Previsa, Chandrexa de Queixa, Ourense. Este ejemplar tenía la zona ventral de color azul y carecía de ocelos de este color en los flancos.

Iberolacerta galani

Las poblaciones de esta especie se han localizado en el extremo oriental de la provincia de Ourense, ocupando también zonas vecinas de las provincias de León y Zamora, en el conjunto de sierras que convergen en Pena Trevinca, la cumbre más elevada de Galicia (sierras Calva, Eixe-Eje y Segundeira-Segundera). Éstas se sitúan a tan sólo 35-45 km en línea recta de las poblaciones de *I. monticola* de Queixa-Manzaneda, pero separadas por la depresión del río Bibei, zona de marcado carácter mediterráneo (Figura 1). La hemos localizado en el período 2005-2010 en seis cuadrículas UTM de 10x10 km (PG89, PG88, PG87, PG77, PG78 y PG76) y 35 cuadrículas de 1x1 km (Tabla 2 del Anexo; Figura 1).

El rango de altitudes que ocupa en esta zona comprende desde los 1120 msnm del pueblo de A Ponte (Ourense) hasta la cumbre de Pena Trevinca (observada en la vertiente de Ourense, prácticamente en su misma cima, Figura 3), a 2124 msnm. La altitud media de las observaciones es de 1662.1 ± 39.9 msnm. Considerando sólo las localidades gallegas, el rango máximo y mínimo de altitudes es el mismo, y la altitud media es de 1619.9 ± 53.2 msnm.

En las zonas altas de estas sierras vive en los afloramientos rocosos y en pedregales situados en matorrales de bajo porte (*Erica umbellata* y *Genista sanabrensis*; *Erico umbellatae-Genistetum sanabrensis*) y herbazales (cervunales; *Genisto carpetanae-Nardetum*) (Figura 4). En la Tabla 2 del Anexo se indican los diferentes hábitats donde fue encontrada.

En esta distribución no se pueden diferenciar áreas de ocupación, ya que aparece dispersa por estas sierras, asociada a sustratos rocosos o pedregosos. La única población con hábitat claramente diferenciado es la del pueblo de A Ponte (ayuntamiento de A Veiga, Ourense) que, además de las rocas y piedras, vive también en los



Figura 3. Macho adulto de *I. galani* de Pena Trevinca, A Veiga, Ourense. Obsérvense los característicos ocelos azules en los flancos de los machos de esta especie.

muros de las construcciones humanas, donde alcanza densidades relativamente elevadas. Otras poblaciones de estas sierras también ocupan muros de construcciones aisladas, pero ésta es la única asociada a un núcleo de población humana habitado de cierta entidad.

A pesar de la proximidad geográfica en que se encuentran las poblaciones de estas especies, cada una de ellas habita en macizos montañosos que pertenecen a diferentes regiones biogeográficas que confluyen en esta zona suroriental de Galicia. Las poblaciones de *I. monticola* del Macizo Central Ourenseño (sierra de Queixa y Cabeza de Manzaneda) se encuentran dentro de la región Eurosiberiana, en el piso Montano superior y, según la clasificación de Rivas Martínez (1987), en el sector Galaico-Portugués y subsector Juresiano-Queixense, con una vegetación potencial de abedulares acidófilos altimontanos (*Saxifraga spatularis*-*Betuletum celtibericae*). Por su parte, las poblaciones de *I. galani* de las sierras limítrofes entre Ourense, León y Zamora (Trevinca, Eixe, Calva y Segundeira) se encuentran en la región Mediterránea, en los pisos Supramediterráneo (hasta los 1750-1800 msnm) y Oromediterráneo (desde las anteriores



Figura 4. Hábitat de *I. galani* en el macizo de Pena Trevinca, entre Ourense, León y Zamora, compuesto por matorrales montañosos de bajo porte, herbazales rasos y afloramientos rocosos.

altitudes hasta las cumbres, que sobrepasan los 2000 msnm), dentro del sector Orensano-Sanabriense y subsector Maragato-Sanabriense, donde existe una vegetación potencial de enebrales rastreros silicícolas (*Genisto sanabrensis*-*Juniperetum nanae*).

Su grado de aislamiento es muy notable, al encontrarse únicamente en zonas elevadas, rodeadas por áreas de baja altitud de marcado clima mediterráneo (Mesomediterráneo y Supramediterráneo) donde estas especies no pueden vivir. Este aislamiento es también muy antiguo (Arribas *et al.*, 2006).

Las poblaciones de *Iberolacerta* del sureste de Galicia (provincia de Ourense) fueron citadas por vez primera por Bas (1983), quien señaló su presencia muy puntual, localizada por encima de los 1500 msnm de altitud. Indicó su presencia en dos cuadrículas UTM de 10x10 km en el Macizo Central y una en Trevinca. Balado *et al.* (1995) también destacaron su escasez en el sureste de Galicia, reduciéndose su presencia a Manzaneda y Trevinca, por encima de los 1400 msnm. En esta publicación su distribución se amplía a tres cuadrículas en el Macizo Central y otras tres en la zona de Trevinca y sierras cercanas. En el Atlas Español aparecen citadas cuatro

cuadrículas en el Macizo Central y otras cuatro en las montañas del este de la provincia de Ourense (además de otras cuadrículas en León y Zamora; Pérez-Mellado, 2004). En todas estas publicaciones son tratadas como una única especie, *Lacerta monticola*. La descripción de *Iberolacerta galani* en 2006 (Arribas *et al.*, 2006) adscribió las poblaciones del este de la provincia de Ourense a esta nueva especie, señalando que se encuentra en la sierra Segundera y en la sierra del Eje o Peña Trevinca, además de las sierras de la Cabrera y del Teleno, estas dos últimas en la provincia de León y las anteriores entre León, Zamora y Ourense. Estos autores indican que su distribución altitudinal abarca de los 1000 a los 2000 msnm. Las poblaciones de *Iberolacerta* de la serra de Queixa, Manzaneda y montes de O Invernadeiro (también en la provincia de Ourense) corresponden, sin embargo, a la especie *I. monticola* (Arribas *et al.*, 2006).

Con respecto a los datos previamente conocidos del Atlas Español (Pérez-Mellado, 2004), en el caso de *I. monticola* del Macizo Central Ourenseño, se confirma la presencia en tres de las cuadrículas citadas en este trabajo: PG37, PG47 y PG48 y se cita en una nueva: PG38. Sin embargo no se la localizó en la cuadrícula PG27.

El número de individuos que integra estas poblaciones es bajo y aparecen en densidades también muy bajas en zonas altas de la sierra de Queixa (1657 – 1778 msnm), con algunas poblaciones residuales en zonas más bajas, como las del Parque Natural de O Invernadeiro (1150 – 1180 msnm) y las extremadamente reducidas y aisladas del puente de A Previsa (1077 msnm) y de la cola del embalse de Chandrexa de Queixa (910-920 msnm), las más bajas de todas.

En el caso de *I. galani* en territorio gallego, se confirma su presencia en cuatro de las cuadrí-

culas citadas en Pérez-Mellado (2004): PG88, PG87, PG77 y PG76, aunque no se ha localizado en la PG79. Por otro lado, se ha observado en dos cuadrículas nuevas: PG89 y PG78.

Estas poblaciones de *I. galani* se distribuyen por un área mayor que *I. monticola* en Ourense, pero también en densidades bajas o muy bajas y asociadas a afloramientos rocosos, piedras y construcciones, en zonas elevadas de las sierras, generalmente entre los 1573 msnm y la cumbre de Pena Trevinca, a 2124 msnm. Sin embargo, en la zona norte la hemos localizado descendiendo hasta los 1355 msnm en el Teixedal de Casio y en la zona sur, hasta los 1120 msnm en el pueblo de A Ponte (ayuntamiento de A Veiga), donde alcanza la altitud mínima, según nuestros datos, y la densidad de población más elevada, al amparo de un medio antropófilo.

A una escala de detalle tan fina como es la distribución de unas especies en cuadrículas UTM de 1x1 km, es más que posible que numerosas poblaciones de ambos lacértidos hayan pasado desapercibidas o se encuentren en zonas aún no muestreadas. Por ello, los datos aportados aquí son sólo una base para futuros muestreos que la completen. Pero la catalogación de estas poblaciones como vulnerables en la legislación autonómica gallega (Xunta de Galicia, 2007) confiere relevancia a estos datos ya disponibles como información previa a la redacción de los oportunos planes de conservación.

AGRADECIMIENTOS: R. Ferreiro, M. Cabana, R. Vázquez y A. Romeo nos acompañaron en algunos de los muestreos realizados. Una parte de estos muestreos fue financiada por los proyectos PGIDIT03RFO10301PR y PGIDIT06RFO10301PR de la Xunta de Galicia y REN2003-02931/GLO del Ministerio de Ciencia y Tecnología.

REFERENCIAS

- Arribas, O.J. 2002. *Lacerta monticola* (Lagartija serrana): datos sobre su presencia en Cantabria y Palencia. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 13: 25-26.
- Arribas, O., Carranza, S. & Odierna, G. 2006. Description of a new endemic species of mountain lizard from Northwestern Spain: *Iberolacerta galani* sp. nov. (Squamata: Lacertidae). *Zootaxa*, 1240: 1-55.
- Balado, R., Bas, S. & Galán, P. 1995. Anfibios e réptiles. 65-170. In: Consello da Cultura Galega y 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*. Agència 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. 1991. Notas sobre la reproducción de *Lacerta monticola* (Sauria, Lacertidae) en las zonas costeras de Galicia (Noroeste de España). *Revista Española de Herpetología*, 5: 109-123.
- Galán, P. 1999a. *Conservación de la herpetofauna gallega. Situación actual de los anfibios y reptiles de Galicia*. Universidade da Coruña. Servicio de Publicacións. Monografía Nº 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., Vila, M., Remón, N. & Naveira, H.F. 2007a. 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.
- Galán, P., Ferreiro, R. & Naveira, H. 2007b. Sobre la supervivencia de la población de la lagartija cantábrica (*Iberolacerta monticola*) de los Montes del Pindo (A Coruña). *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 18: 53-58.
- Moreira, P.L. & Paulo, O.S. 2008. *Lacerta monticola* Boulenger, 1905. 148-149. In: Loureiro, A., Ferrand de Almeida, N., Carretero, M.A. & Paulo, O.S. (eds.), *Atlas dos Anfibios e Répteis de Portugal*. Instituto de Conservação da Natureza e da Biodiversidade. Lisboa.
- Pérez-Mellado, V. 2004. *Lacerta monticola* Boulenger, 1905. Lagartija serrana. 227-229. 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 (3ª impresión). Madrid.
- Rivas-Martínez, S. 1987. *Memoria del Mapa de Series de Vegetación de España. 1: 400.000*. Publicaciones del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. ICONA. Madrid.
- Rúa, M. & Galán, P. 2003. Reproductive characteristics of a lowland population of an alpine lizard: *Lacerta monticola* (Squamata, Lacertidae) in north-west Spain. *Animal Biology*, 53: 347-366.
- 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 Sostible. *Diario Oficial de Galicia*, 89: 7409-7423.

Primera localidad de *Zootoca vivipara* en los Montes de León (NW Península Ibérica)

Oscar J. Arribas

Avda. Fco. Cambó, 23. 08003 Barcelona. C.e.: oarribas@xtec.cat

Fecha de aceptación: 5 de junio de 2011

Key words: Viviparous lizard, Lacertidae, Iberian Peninsula.

La lagartija de turbera (*Zootoca vivipara*) es el reptil con el área de distribución más extenso del mundo. Está presente desde la Cordillera Cantábrica e Irlanda al Oeste y desde el norte de las penínsulas mediterráneas hasta el Cabo Norte dentro del Circulo Polar Ártico en Escandinavia. Hacia el Este,

se extiende a través de toda Europa y norte de Asia, cruzando Siberia hasta las islas de Sajalín y Hokkaido, en el Océano Pacífico (Dely & Böhme, 1984; Böhme, 1997; Mayer *et al.*, 2000; Glandt, 2001; Arribas, 2009).

En la Península Ibérica su área de distribución se circunscribe a la franja pirenaico-

cantábrica, desde el Macizo del Puigmal (Girona) al Este (Arribas, 1999) hasta la Sierra de Xistral (Lugo) al Oeste (Bas, 1983), habiéndose encontrado recientemente incluso en la provincia de A Coruña (Galán *et al.*, 2010).

Por lo que respecta a la Cordillera Cantábrica, básicamente su distribución se concentra en la vertiente norte donde puede aparecer a baja altitud si el hábitat está conservado, aunque es básicamente una especie de media-alta montaña, apareciendo típicamente en los puertos de montaña que constituyen la divisoria de aguas, apenas desbordando hacia la vertiente leonesa, mucho más seca, excepto en algún contrafuerte de la cordillera que baja directamente hacia el Sur (datos propios).

El 6 de agosto de 2008 se encontraron en el término municipal de Palacios del Sil (León; UTM: 29T OH2249; altitud: 1554 msnm) en una cuneta rezumante de agua y con vegetación dominada por esfagnos y juncos un macho joven y una hembra adulta de *Z. vivipara* bajo una gran piedra, junto a una puesta reciente (segunda puesta de la temporada) con los huevos pegados entre sí (como es característico de *Z. vivipara* y de las especies pirenaicas pertenecientes al género *Iberolacerta* [Arribas, 2004]). Asimismo se detectó una tercera hembra activa en las cercanías (Figura 1). También bajo otra piedra aparecieron huevos ya incubados y sueltos que comenzaron a eclosionar al tocarlos (posiblemente la primera puesta de la temporada).

La saurofauna acompañante incluye *Podarcis bocagei* (en las partes más secas del camino) e *Iberolacerta monticola* (la especie más común en la zona), mientras que *Podarcis muralis* queda acantonado en el fondo del valle y cercanías del pueblo. También habita *Lacerta schreiberi* en las cercanías de arroyos de la zona. Además, otra herpetofauna observada en las



Figura 1. Hembra joven de *Z. vivipara* de Salientes (León, España).

proximidades del área muestreada incluye *Rana temporaria*, *Rana iberica* (en aguas corrientes), *Coronella austriaca* y *Vipera seoanei*.

Llama la atención que pese a las intensas prospecciones en las sierras del norte de los Montes de León, incluyendo zonas de turbera extensas en la misma zona del hallazgo, así como otras sobre antiguas lagunas glaciares colmatadas o las turberas cercanas a lagos, en ningún sitio más ha aparecido la especie objeto de la presente nota. Por ello, no puede descartarse un origen introducido mediante el transporte accidental junto a material agropecuario, aunque este punto resulta difícil de comprobar. Otras especies típicamente cantábricas, como *Mesotriton alpestris*, tampoco parecen desbordar apenas la divisoria de aguas cantábrica. La presencia de *Z. vivipara* (así como las posibilidades de supervivencia en caso de introducción) disminuye notablemente fuera del área pirenaico-cantábrica, y sólo algunas zonas concretas de otras montañas de la Península Ibérica reúnen condiciones para su modo de vida. Por lo que respecta al norte de los Montes de León, la influencia oceánica disminuye rápidamente en un gradiente NW-SE, por lo que las zonas al sur del eje principal de la cordillera se vuelven demasiado secas y continentales en muy poca distancia.

REFERENCIAS

- Arribas, O.J. 1999. Distribución y estatus de *Lacerta agilis* y *Zootoca vivipara* en Cataluña. *Bulletí de la Societat Catalana d'Herpetologia*, 14: 10-21.
- Arribas, O.J. 2004. Reproductive characteristics of *Iberolacerta aurelioi* (Arribas, 1994) (Squamata: Lacertidae). *Herpetozoa*, 17: 3-18.
- Arribas, O.J. 2009. Morphological variability of the Cantabro-Pyrenean populations of *Zootoca vivipara* (Jacquin, 1787) with description of a new subspecies (Squamata: Sauria: Lacertidae). *Herpetozoa*, 21: 123-146.
- 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.
- Böhme, W. 1997. *Lacerta vivipara* Jacquin, 1787. 268-269. In: Gasc, J.P. (ed.), *Atlas of Amphibians and Reptiles in Europe*. Societas Europaea Herpetologica. Muséum National d'Histoire Naturelle. Paris.
- Dely, O. & Böhme, W. 1984. *Lacerta vivipara* Jacquin, 1787 – Waldeidechse. 362-393. In: Böhme, W. (ed.), *Handbuch der Reptilien und Amphibien Europas*. vol 2/1, Wiesbaden (Aula Verlag).
- Galan, P., Vazquez-Graña, R., Rodríguez-Lamela, F. & Ferreiro, R. 2010. Primeras observaciones de *Zootoca vivipara* en la provincia de A Coruña: las poblaciones más occidentales de la especie. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 21: 86-89.
- Glandt, D. 2001. *Die Waldeidechse. Unscheinbar-anpassungsfähig-erfolgreich*. Laurenti Verlag.
- Mayer, W., Böhme, W., Tiedemann, F. & Bischoff, W. 2000. On oviparous populations of *Zootoca vivipara* (Jacquin, 1787) in south-eastern Central Europe and their phylogenetic relationship to neighbouring viviparous and South-west European oviparous populations (Squamata: Sauria: Lacertidae). *Herpetozoa*, 13: 59-69.

Datos sobre la herpetofauna del término municipal de Biar (Alicante, este de España)

David Vento & Conchi Pérez

Departament de Biologia i Geologia. IES de Biar. Camí de la Mare de Deu, s/n. 03410 Biar. Alacant. C.e.: davidvento@hotmail.com

Fecha de aceptación: 6 de febrero de 2011.

Key words: Biar, herpetofauna, distribution, eastern Spain.

El término de Biar (Alicante) se sitúa al suroeste del Parque Natural de la Sierra Mariola. Se trata de una zona montañosa, con una altitud máxima de 1210 msnm en el pico del Reconco, poco poblada en la que se intercalan grandes extensiones de pino de repoblación (*Pinus halepensis* y *Pinus pinea*) con espacios más reducidos de bosque de gran calidad y una enorme variedad de especies vegetales autóctonas entre la cuales predomina la encina (*Quercus ilex*). Al noroeste cruza el cauce del río Vinalopó, donde aparecen tierras más bajas y llanas (altitud mínima de 550 msnm) en las que se encuentran los espacios más antropizados (Figura 1), debidos fundamentalmente a cultivos de secano (olivo y almendro), y donde se han realizado



Figura 1. Panorámica de Biar desde la Sierra del Fraile, donde se aprecia el valle del Vinalopó a la izquierda, el municipio al centro y el comienzo de la sierra a la derecha.

en los últimos años numerosas actividades extractivas a cielo abierto que han degradado el paisaje. Estas actividades mineras, junto con el incremento de las urbanizaciones y la extracción de agua subterránea, han produci-

do el declive de algunas especies (principalmente de anfibios) pero, en general, el término cuenta con una importante herpetofauna. Algunas medidas que se han tomado como la creación de microrreservas de flora y áreas LIC (Lugares de Interés Comunitario), recuperación de fuentes, campañas de sensibilización, creación de charcas y abrevaderos, preservación de montes, etc. han permitido su conservación y desarrollo. La creación y mantenimiento de charcas para fomentar las especies cinegéticas, el mantenimiento y restauración de antiguas balsas y la construcción, en la última década, de balsas para el desarrollo de anfibios (Figura 2) han generado un eficiente mosaico de puntos de agua que ha permitido la conservación y expansión de algunas especies de anfibios y reptiles al igual que en otras áreas (Reques & Tejedo, 2008). En la zona cabe destacar otro peligro, el de las especies invasoras que generan cambios en los ecosistemas ya que, en algunos casos, compiten directamente con la herpetofauna local (Orueta, 2007). Entre las especies introducidas que se han detectado hay que destacar el cangrejo de río americano (*Procambarus clarkii*), la gambusia (*Gambusia holbrooki*) y la carpa (*Cyprinus carpio*), las cuales representan una gran amenaza para los anfibios.

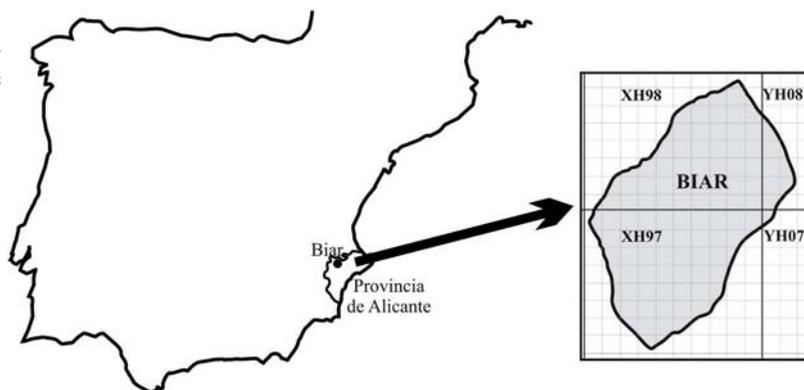


Figura 2. Balsa de la “Font de Soriano” después de ser restaurada por la Asociación Naturalista El Reconco para proporcionar un lugar de puesta a los anfibios.

Por otra parte, la situación y orientación de las tres sierras principales (Sierra del Reconco, Sierra del Fraile y Sierra de la Fontanella), la existencia de las zonas llanas del noroeste y las distintas litologías generan distintos ambientes que permiten el desarrollo de comunidades herpetológicas diferenciadas.

La elaboración del presente estudio, realizado entre los años 2005 y 2010, complementa otros trabajos desarrollados en la Península Ibérica y suple un déficit de muestreo en el área de estudio, amplía el área de distribución de casi todas las especies que se han localizado y mejora los atlas herpetológicos actuales (Lacomba & Sancho, 1999; Lacomba & Sancho, 2002; Pleguezuelos *et al.*, 2002).

Figura 3. Localización del término municipal de Biar y cuadrículas de 1x1 km relacionadas en el texto.



Por otra parte nos da a conocer la importancia de un espacio que quizá debería quedar encuadrado dentro del Parque Natural de la Sierra Mariola.

Relación de especies de anfibios y reptiles observados y distribución detallada en cuadrículas UTM 1x1 km (Figura 3):

Alytes obstetricans – Sapo partero común: 30SXH9981, 30SXH9780, 30SYH0080, 30SXH9578, 30SXH9678, 30SXH9978, 30SXH9477, 30SXH9777, 30SXH9276, 30SXH9376, 30SXH9175, 30SXH9275, 30SXH9375, 30SXH9475, 30SXH9374 y 30SXH9474.

Bufo bufo – Sapo común: 30SXH9585, 30SXH9584, 30SXH9482, 30SXH9180, 30SXH9779, 30SXH9478, 30SXH9678, 30SXH9978, 30SXH9674 y 30SXH9573.

Bufo calamita – Sapo corredor: 30SXH9585, 30SXH9381, 30SXH9279, 30SXH9679, 30SXH9078, 30SXH9378, 30SXH9478, 30SXH9578, 30SXH9277, 30SXH9377, 30SXH9577, 30SXH9276, 30SXH9175, 30SXH9275, 30SXH9375, 30SXH9174, 30SXH9173, 30SXH9473, 30SXH9573 y 30SXH9372.

Pelodytes punctatus – Sapillo moteado común: 30SYH0080.

Pelophylax perezi – Rana común: 30SXH9887, 30SXH9585, 30SXH9584, 30SXH9884, 30SXH9783, 30SYH0079, 30SXH9478, 30SXH9477, 30SXH9776 y 30SXH9775.

Mauremys leprosa – Galápagos leproso: 30SXH9887 y 30SXH9783.

Testudo graeca – Tortuga mora: 30SXH9178 y 30SXH9581.

Blanus cinereus – Culebrilla ciega: 30SXH9478, 30SXH9477 y 30SXH9577.

Chalcides bedriagai – Eslizón ibérico: 30SXH9478, 30SXH9578, 30SXH9678,

30SXH9477 y 30SXH9577.

Tarentola mauritanica – Salamancha común: 30SXH9486, 30SXH9586, 30SXH9585, 30SXH9484, 30SXH9584, 30SXH9383, 30SXH9483, 30SXH9583, 30SXH9182, 30SXH9482, 30SXH9081, 30SXH9481, 30SXH9480, 30SXH9580, 30SXH9079, 30SXH9379, 30SXH9178, 30SXH9278, 30SXH9378, 30SXH9478, 30SXH9578, 30SXH9678, 30SXH9177, 30SXH9377, 30SXH9477 y 30SXH9577.

Timon lepidus – Lagarto ocelado: 30SXH9880, 30SXH9679, 30SXH9678 y 30SXH9878.

Podarcis hispanica – Lagartija ibérica: 30SXH9486, 30SXH9484, 30SXH9081, 30SXH9279, 30SXH9078, 30SXH9278, 30SXH9478, 30SXH9578, 30SXH9377, 30SXH9477 y 30SXH9577.

Psammodromus algirus – Lagartija colilar: 30SXH9885, 30SXH9782, 30SXH9580, 30SYH0080, 30SXH9579, 30SXH9679, 30SYH0079, 30SXH9478, 30SXH9678, 30SXH9177, 30SXH9277, 30SXH9377, 30SXH9477, 30SXH9677, 30SXH9777, 30SXH9176, 30SXH9276, 30SXH9376, 30SXH9476, 30SXH9175, 30SXH9275, 30SXH9375, 30SXH9775, 30SXH9174, 30SXH9274, 30SXH9374, 30SXH9474, 30SXH9173, 30SXH9373 y 30SXH9473.

Psammodromus hispanicus – Lagartija cenicienta: 30SXH9177, 30SXH9277, 30SXH9577, 30SXH9276 y 30SXH9175.

Hemorrhois hippocrepis – Culebra de herradura: 30SXH9479, 30SXH9679, 30SXH9478, 30SXH9578, 30SXH9678 y 30SXH9577.

Coronella girondica – Culebra lisa meridional: 30SYH0183, 30SYH0082, 30SXH9881, 30SXH9981, 30SXH9780, 30SXH9880, 30SXH9679, 30SXH9779,

30SXH9578, 30SXH9678, 30SXH9276, 30SXH9576, 30SXH9275, 30SXH9475, 30SXH9575, 30SXH9274, 30SXH9474 y 30SXH9674.

Rhinechis scalaris – Culebra de escalera: 30SXH9486, 30SXH9484, 30SXH9482, 30SXH9180, 30SXH9679, 30SXH9578, 30SXH9678, 30SXH9277, 30SXH9577, 30SXH9276 y 30SXH9275.

Malpolon monspessulanus – Culebra bastarda: 30SXH9485, 30SXH9484, 30SXH9683, 30SXH9679, 30SXH9378, 30SXH9578, 30SXH9678, 30SXH9477, 30SXH9577, 30SXH9576 y 30SXH9776.

Natrix maura – Culebra viperina: 30SXH9686, 30SXH9884, 30SXH9783, 30SXH9479, 30SXH9478, 30SXH9578, 30SXH9276 y 30SXH9475.

Vipera latastei – Víbora hocicuda: 30SXH9680 y 30SXH9780

En total, en el presente trabajo se han localizado cinco especies de anfibios y 15 de reptiles, lo que representa más del 70% del total de especies encontradas en la provincia de Alicante (Lacomba & Sancho, 2002; Pleguezuelos *et al.*, 2002), concretamente el 71.4% de anfibios y el 77.8% de reptiles. En estos porcentajes no se considera *T. graeca*, ya que queda fuera de su área de distribución (Pleguezuelos *et al.*, 2002), ni *Salamandra salamandra*, citada recientemente en el término de Pinoso (Monzó, 2007).

Los anfibios más abundantes son *A. obstetricans* y *B. calamita*, con 63 y 32 citas de adultos respectivamente y miles de larvas. Ambas especies se encuentran en su etapa larvaria en balsas de riego, charcas, abrevaderos para la caza y en sifones de las carreteras y pistas forestales, habiéndose localizado ejemplares de las dos especies a altitud supe-

rior a 1100 msnm. Todos estos medios, que en Biar son frecuentes, se convierten en lugares de dispersión para estos anfibios, aunque, en ocasiones, también pueden constituir trampas mortales ya que muchos individuos, tras el amplexus o la metamorfosis, no pueden salir y acaban ahogados o desecados si el medio es temporal y no existen rampas de salida. En el caso de *B. bufô*, además de ejemplares adultos, larvas y puestas en balsas también se ha localizado en charcos temporales de barrancos donde rara vez completa la metamorfosis. En relación a *P. punctatus*, sólo se ha localizado un ejemplar adulto en una cueva al este del término en un paraje cercano a una zona con agua permanente a 1000 msnm. Respecto a *P. perezi*, pese a su relativamente amplia distribución, se encuentra en importante regresión: únicamente se ha evidenciado su reproducción en dos puntos y la mayoría de lugares en los que se encuentra no son zonas muy aptas y sólo se han localizado unos pocos ejemplares. En localidades vecinas se han encontrado otras especies de anfibios como *Pleurodeles waltl* (Beneixama, Banyeres y Villena) y *Pelobates cultripes*. En el caso de *P. cultripes* es curioso no haber detectado su presencia ya que el término cuenta con numerosas cuencas arenosas cercanas a grandes balsas de riego que deberían ser un hábitat adecuado para la especie.

En lo concerniente a los reptiles, éstos se encuentran mejor representados que los anfibios. Respecto a la tortuga terrestre *T. graeca*, además de las dos citas confirmadas (entre los 600 y 700 msnm de altitud), hay vecinos de Biar que han capturado ejemplares en el campo dentro del término y esto también ha tenido lugar en localidades vecinas. Considerando la distribución de esta espe-

cie (Pleguezuelos *et al.*, 2002), es probable que se trate de ejemplares escapados de la cautividad y su impacto como especie introducida sería insignificante (Orueta, 2007). Respecto a *M. leprosa*, esta especie parece encontrarse en regresión en el término debido a la desaparición de los cursos de agua estables (principalmente el río Vinalopó), por lo que sólo se ha visto en un pequeño embalse naturalizado y en acequias de riego. *B. cinereus* y *C. bedriagai* son especies de difícil observación por lo que las pocas citas son probablemente debidas a este hecho. *T. mauritanica* se encuentra asociado principalmente a construcciones humanas y no se han encontrado ejemplares por encima de los 800 msnm. En el caso de *T. lepidus* se han encontrado pocos ejemplares; uno de ellos estaba a altitud superior a 1150 msnm (a poca distancia del pico del Reconco). El resto de lacértidos son más frecuentes, encontrándose *P. hispanica* estrechamente relacionado con los asentamientos humanos, al contrario que *P. algirus* y *P. hispanicus* que son más abundantes en zonas de matorral y lindes de bosque. En lo referente a los ofi-

dios, *H. hippocrepis* se encuentra principalmente asociado a barrancos cercanos al pueblo, *C. giron dica* es, con mucho, la especie más abundante con 37 citas en 18 cuadrículas, principalmente en áreas montañosas de vegetación escasa y orientación Sur (resulta menos frecuente por encima de los 950 msnm), *R. scalaris* y *M. monspessulanus* son más frecuentes en áreas antropizadas, al contrario que *V. latastei* cuyas escasas referencias se limitan a espacios más agrestes y montañosos (los tres ejemplares se han localizado en la Sierra de la Fontanella a altitud comprendida entre 850 y 900 msnm; uno de los ejemplares era una hembra de 58 cm de longitud). *N. maura* se encuentra sobre todo en zonas con presencia de agua, pero se desplaza grandes distancias aprovechando la red de charcas artificiales y llega a consumir la totalidad de larvas de anfibios en algunos puntos.

AGRADECIMIENTOS: A C. Aguilera, F. Almarcha, J. A. Cerdà, J. Hernández y a los miembros de la Asociación Naturalista El Reconco por su ayuda y contribución al estudio y conservación de la naturaleza en esta localidad.

REFERENCIAS

- Lacomba, I. & Sancho, V. 1999. Atlas de Anfibios y Reptiles de la Comunidad Valenciana. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 10: 2-10.
- Lacomba, I. & Sancho, V. 2002. *Peces continentales, anfibios y reptiles de la Comunidad Valenciana*. Colección Biodiversidad, 10. Conselleria de MediAmbient. Generalitat Valenciana. Valencia.
- Monzó, J.C. 2007. Primera salamandra común hallada en Alicante. *Quercus*, 251: 41.
- Orueta, J.F. 2007. *Vertebrados invasores*. Organismo Autónomo Parques Nacionales Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- Pleguezuelos, J.M., Márquez, R. & Lizana, M. 2002. *Atlas y libro rojo de los Anfibios y Reptiles de España*. Dirección General de la Conservación de la Naturaleza – Asociación Herpetológica Española. Madrid.
- Reques, R. & Tejedó, M. 2008. Crear charcas para anfibios: una herramienta eficaz de conservación. *Quercus*, 273: 14-20.

Nuevos datos acerca de la culebrilla ciega de las macetas, *Ramphotyphlops braminus*, en Canarias

Jaime A. de Urioste¹ & José A. Mateo²

¹ Fundación Neotrópico. 38208 La Laguna. Islas Canarias. C.e.: fundacion@neotropico.org

² Bioges – Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Cl. Juan de Quesada, 30. 35001 Las Palmas de Gran Canaria. Islas Canarias.

Fecha de aceptación: 16 de noviembre de 2010.

Key words: Ophidia, Typhlopidae, introduced species, Canary Islands, distribution.

La culebrilla ciega de las macetas, *Ramphotyphlops braminus*, es un ofidio de la familia Typhlopidae originario del sureste asiático y las islas indoaustroales, cuya afinidad por el entorno de las raíces de plantas comestibles y ornamentales, y su doble carácter antropófilo y partenogenético, le han permitido colonizar regiones tropicales y subtropicales de Asia, África, Australia y América. También puede encontrarse en archipiélagos tan alejados de continentes como Hawái, Ryukiu, Maldivas, Cocos, Seychelles, Comores, São Tomé o Canarias (Kamosawa & Ota, 1996; Klev, 2002; Loope & Helweg, 2004; López-Jurado *et al.*, 2006). Recientemente ha sido citado incluso en la región perimediterránea (Joger *et al.*, 2008).

Se trata de un pequeño ofidio de hábitos fosoriales que raramente sobrepasa los 180 mm de longitud total. El cuerpo es cilíndrico, con 20 series de escamas dorsales dotadas de glándulas. La cabeza es roma y los ojos están atrofiados, dispuestos bajo una escama, y la cola acaba en una espina caudal característica. Suele presentar tonalidades pardas más o menos oscuras, aunque algunos ejemplares pueden adoptar colores azulados durante la muda (Figura 1). Su carácter partenogenético hace que la especie sea muy conservativa en su filidosis (Ota *et al.*, 1991).

Su presencia fue detectada en 2004 en el sur de la isla de Gran Canaria, donde se

encontraron densidades relativamente elevadas en algunas zonas ajardinadas (López-Jurado *et al.* 2006).

Ante la posibilidad de que el pequeño tamaño de este ofidio, su carácter discreto y su parecido con lombrices de tierra la hubieran hecho pasar desapercibida en otros puntos del Archipiélago, la Fundación Neotrópico inició una campaña dirigida a establecer su distribución en Canarias y sus principales vectores de colonización. En 2006, en colaboración con el Cabildo de Tenerife, se editó un tríptico que incluía una descripción de la especie y algunas indicaciones para diferenciarlas de los oligoquetos y de otros invertebrados canarios. Gracias al tríptico se recibieron numerosas respuestas, de las que algunas resultaron corresponder positivamente con la culebrilla ciega de las



Figura 1. Ejemplar juvenil de *R. braminus* encontrado en Bajamar (Tenerife). El color azul viene determinado por la muda.

Figura 2. Localización en el Archipiélago Canario de las localidades enumeradas en la Tabla 1.



macetas. También se llevaron a cabo numerosas encuestas entre el personal de parques y jardines de varios municipios.

Corología: En la Tabla 1 y la Figura 2 se han incluido todas las observaciones de *Ramphotyphlops braminus* confirmadas en Canarias hasta la fecha. La especie está presente en Lanzarote, Fuerteventura, Gran Canaria, Tenerife y La Gomera, en al menos 15 cuadrículas UTM de 1 x 1km (no pudo establecerse el origen preciso del ejemplar capturado en el término municipal de Los Realejos, Tenerife).

Las observaciones se reparten entre campos de golf o sus alrededores (Caleta de Fuste, Arona, Pasito Blanco, Campo Internacional de Maspalomas), viveros de plantas ornamentales (Tías, Bajamar), parques y jardines botánicos (Vallehermoso, Palmetum y la Granja), otras zonas urbanas ajardinadas (Esquinzo, Puerto del Carmen y Campus Universitario de Tafira), y fincas agrícolas dedicadas al cultivo del flores y frutales del norte de Tenerife (Las Breveras y Los Realejos). Dos ejemplares se encontraron en depósitos de compost (Bajamar y Museo de la Ciencia y el Cosmos de La Laguna).

Las localidades se encuentran siempre situadas en el litoral (10 msnm en Maspalomas) o en la franja más baja de las medianías (471 msnm en La Laguna). Se trata, en cualquier caso, de áreas convenientemente regadas o con disponibilidad abundante de agua, sometidas a temperaturas relativamente elevadas y tamponadas durante todo el año.

Las encuestas llevadas a cabo entre jardineros permitieron saber que en Canarias las culebrillas ciegas de las macetas son encontradas preferentemente durante las horas centrales del día (de 11:00 a 17:00 horas), generalmente a menos de 25 cm de profundidad en suelos de alto componente orgánico, o bajo piedras y troncos. Durante los meses más fríos del año, sin embargo, las culebrillas ciegas de las macetas pueden encontrarse a mayor profundidad.

La búsqueda directa bajo piedras, troncos y otros objetos en el Palmetum de Santa Cruz de Tenerife llevada a cabo por el primer autor dio resultados espectaculares en abril de 2008, y en sólo treinta minutos de muestreo se capturaron 19 ejemplares de entre 80 y 140 mm de longitud total.

Tabla 1. Localidades canarias en las que se han encontrado ejemplares de *R. braminus*.

Localidad	Municipio	Isla	UTM	Altitud (msm)	Medio
Puerto del Carmen	Tías	Lanzarote	28R 629E / 3200N	49	Domicilio particular
Tías	Tías	Lanzarote	28R 628E / 3202N	156	Viveros
Esquinzo	Pájara	Fuerteventura	28R 568E / 3105N	38	Domicilio particular
Caleta de Fustes	Antigua	Fuerteventura	28R 610E / 3141N	43	Campo de Golf
Campo Internacional	Maspalomas	Gran Canaria	28R 442E / 3069N	14	Jardines
Campo Internacional	Maspalomas	Gran Canaria	28R 441E / 3069N	10	Jardines
Campus de Tafira	Las Palmas	Gran Canaria	28R 455E / 3105N	310	Jardines
Pasito Blanco	S. Bartolomé	Gran Canaria	28R 438E / 3069N	39	Campo de Golf
Palmetum	Santa Cruz	Tenerife	28R 376E / 3147N	35	Jardines
Palmetum	Santa Cruz	Tenerife	28R 377E / 3147N	34	Jardines
Parque la Granja	Santa Cruz	Tenerife	28R 376E / 3149N	41	Jardines
Bajamar	La Laguna	Tenerife	28R 367E / 3158N	116	Cerca de viveros
La Laguna	La Laguna	Tenerife	28R 371E / 3150N	471	Depósito compost
Las Breveras-Tejina	Tegueste	Tenerife	28R 366E / 3155N	172	Viveros
-	Los Realejos	Tenerife	-	-	Finca agraria
Golf las Américas	Arona	Tenerife	28R 331E / 3105N	42	Campo de golf
Jardín Botánico	Vallehermoso	La Gomera	28R 277E / 3120N	108	Jardines

Dispersión: *Ramphotyphlops braminus* es una especie de escasa movilidad y su capacidad de colonización activa resulta ser por eso muy limitada. Sin embargo, la facilidad con la que puede ser transportada en macetas y cepellones, y su reproducción partenogenética, le permiten realizar desplazamientos pasivos y establecerse con facilidad en parques y otras áreas ajardinadas, como jardines botánicos, campos de golf o urbanizaciones vacacionales. Resulta por eso más que probable que los viveros y las empresas de producción y venta

de plantas ornamentales estén en el origen de la dispersión de esta especie en Canarias. De hecho, esta posibilidad ha sido confirmada en tres de las cinco islas en las que la especie ha sido detectada.

AGRADECIMIENTOS: Agradecemos a los todos aquellos que respondieron a las encuestas, y muy especialmente a la Agencia de Extensión Agraria de Icod, I. Barroso. C. Betancor, J. Escatllar, L. Morel, C. Morici, Á. Padilla, M.A. Peña, y S. Scholz, por facilitar buena parte de la información expuesta en este artículo.

REFERENCIAS

- Joger U., Bshena, I. & Essghaier, F. 2008. First record of the parthenogenetic Brahminy blind Snake, *Ramphotyphlops braminus* (Daudin, 1803), from Libya (Serpentes: Typhlopidae). *Herpetology Notes*, 1: 13-16.
- Kamosawa M. & Ota, H. 1996. Reproductive biology of the Brahminy blind snake (*Ramphotyphlops braminus*) from the Riukiu Archipelago, Japan. *Journal of Herpetology*, 30: 9-14.
- Kley, N. 2002. "*Ramphotyphlops braminus*" (On-line), Digital Morphology. <http://digimorph.org/specimens/Ramphotyphlops_braminus/whole/> [Consulta: 27 agosto 2010].
- Loope L. & Helweg, D.A. 2004. Invasive species prevention for oceanic islands. *Insula*, 1: 67-72.
- López-Jurado, L.F., Peña, M.A. & Mateo, J.A. 2006. La culebrilla ciega de las macetas (*Ramphotyphlops braminus*), una nueva especie introducida en el archipiélago canario. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 17: 18-20.
- Ota, H., Hikida, T., Matsui, M., Mori, A. & Wynn, A. 1991. Morphological variation, karyotype and reproduction of the parthenogenetic blind snake, *Ramphotyphlops braminus*, from the insular region of East Asia and Saipan. *Amphibia-Reptilia*, 12: 181-193.

El impacto sobre los anfibios de pequeñas obras públicas en espacios naturales protegidos

Pedro Galán

Departamento de Biología Animal, Biología Vegetal e Ecología. Facultad de Ciencias. Universidade da Coruña. Campus da Zapateira, s/n. 15071 A Coruña. C.e.: pgalan@udc.es

Fecha de aceptación: 7 de diciembre de 2010.

Key words: amphibians, conservation, impacts of public works, protected areas.

Los espacios protegidos de la Red Natura 2000 tienen como uno de sus principales objetivos salvaguardar la diversidad de las especies animales y vegetales que albergan, no pudiendo destruirse o alterarse los lugares donde se reproducen, descansan o transcurre su ciclo vital (Directiva 92 / 73 / CEE; Real Decreto 1997 / 1995). Además de esta protección de los hábitats, las especies cuyo estado de conservación no es favorable cuentan con la protección adicional de los diferentes catálogos autonómicos y nacional de especies amenazadas, que prohíben expresamente que sean matadas, capturadas o molestadas, así como alterados los lugares en los que habitan (Real Decreto 439 / 1990; Ley 42 / 2007; Decreto 88 / 2007 de la Comunidad Autónoma Gallega). Sin embargo, pese a toda esta legislación protectora, en muchos espacios naturales, determinadas actuaciones originan alteraciones que afectan o incluso eliminan a poblaciones enteras de diversas especies, algunas de ellas amenazadas (por ejemplo: Rubio & Suller, 2009; Morante, 2010; Rodríguez-Vieites & Rubido, 2010). Estas alteraciones derivan, en muchas ocasiones, de obras de acondicionamiento realizadas en espacios protegidos, sobre todo en pistas y caminos, que no tienen en cuenta la presencia de estas poblaciones cuando se trata de especies de pequeño tamaño, como son los anfibios y los reptiles.

En esta nota tratamos de ilustrar este tipo de impactos con un ejemplo tomado de un lugar de importancia comunitaria (LIC) de la Red Natura 2000 de Galicia (Río Mandeo, provincia de A Coruña), donde recientes obras de acondicionamiento en pistas y caminos han eliminado charcas de cría de anfibios donde se reproducían nueve especies, tres de las cuales están consideradas como vulnerables en el Catálogo Gallego de Especies Amenazadas (Decreto 88 / 2007 de la Comunidad Autónoma Gallega; Xunta de Galicia, 2007), además de afectar a otros hábitats de anfibios y reptiles.

El LIC Betanzos-Mandeo (ES1110007) está formado por el estuario y el curso bajo y medio del río Mandeo y otras áreas adyacentes, situadas en el noroeste de la provincia de A Coruña. La zona donde se realizaron las observaciones fue el curso medio de este río, ubicado en un valle fluvial muy angosto, con fuertes pendientes en las laderas que descienden al cauce y vegetación dominada por bosques de ribera de *Alnus glutinosa*, *Salix atrocinerea* y *Fraxinus excelsior* (Senecio bayonensis-Alnetum glutinosae), por encima de los cuales se sitúan en las laderas robledales termófilos de *Quercus robur* (Rusco aculeati-Quercetum roboris) con gran abundancia de laureles (*Laurus nobilis*) y avellanos (*Corylus avellana*). Mezclados con estos árboles, sobre todo en la parte alta de las laderas, aparecen repoblacio-

nes de *Eucalyptus globulus* más o menos extensas y numerosos pies de *Pinus pinaster*. En esta zona, el río Mandeo discurre sobre un lecho rocoso, en una sucesión de rápidos y tramos remansados. Esta área ha sido destacada por nosotros por la importancia de la fauna herpetológica que alberga (Galán, 1999) y, posteriormente, incluida dentro de la Red Natura 2000 de Galicia (Xunta de Galicia, 2010).

La zona de estudio se sitúa en el entorno del coto fluvial de Chelo (UTM 1x1 km: 29T NH6791, NH6790 y NH6890; altitud: 10-25 msnm), donde se ubica un centro de interpretación de la naturaleza, un área recreativa y el mencionado coto fluvial. Dada la extensa cobertura arbórea y la pronunciada pendiente de las laderas, las escasas zonas llanas encharcables y los lugares donde el suelo recibe radiación solar se localizan en el fondo del valle, en el entorno del río, a lo largo de caminos de tierra que recorren ambas orillas. En esta zona se producen encharcamientos invernales originados por escorrentías (imposibles en las laderas, por carecer de suelo llano), donde se reproducen hasta nueve especies de anfibios (Galán, inédito). Asimismo, en las márgenes de estos caminos de tierra se desarrollan comunidades herbáceas y arbustivas (principalmente de *Rubus* spp. y *Ulex* spp.) que crecen gracias a la radiación solar que llega al suelo en estos linderos entre el bosque y los caminos, formando ecotonos donde hemos observado hasta siete especies diferentes de reptiles (Galán, inédito).

En el verano de 2007 se realizaron unas obras de acondicionamiento en el camino, para dar acceso a minusválidos, en el lugar de Chelo (orilla izquierda del río), donde se formaba un encharcamiento estacional somero de 45 m² de superficie y 15 cm de profundi-



Figura 1. Arriba: encharcamientos estacionales en Chelo, LIC del río Mandeo (la charca principal sólo se aprecia parcialmente, situándose fuera de plano, a la izquierda de la foto; año 2007). Abajo: misma zona después del acondicionamiento de la pista (2008). El drenaje de la cuneta ha eliminado estos encharcamientos estacionales.

dad máxima. Estas obras rellenaron el camino, convirtiéndolo en una pista de suelo compacto más ancha y drenaron la charca mediante unas cunetas de hormigón y una tubería de drenaje (Figura 1). En el verano de 2009 se acometió el acondicionamiento de otro sendero, esta vez río abajo de Chelo y en la orilla derecha. La zona acuática afectada en esta ocasión fue una pequeña charca de manantial, de 1.4 m² de superficie y 12 cm de profundidad máxima, que se eliminó mediante una tubería de drenaje (Figura 2). En este tramo, además, las obras de acondicionamiento del camino lo transformaron en una pista mucho más ancha, accesible a vehículos y con las cunetas



Figura 2. Arriba: pequeña charca de manantial en el bosque del río Mandeo, utilizada por cuatro especies de urodelos para la reproducción (2009). Abajo: la charca eliminada por obras de acondicionamiento de la pista y cunetas (2010).

excavadas. Estas obras eliminaron el estrecho lindero herbáceo existente.

En esta zona venimos realizando muestreos de herpetofauna desde hace tres décadas, que consisten en recorridos a lo largo de los senderos de tierra que discurren junto al río Mandeo, en el mencionado entorno de Chelo, en los que se anotan las especies observadas, el número de individuos y otros datos. En las charcas existentes en este tramo (el manantial y los encharcamientos estacionales en una pequeña zona llana descritos anteriormente) realizamos anualmente un muestreo de anfibios mediante un examen visual y pasando una red de mano 30 veces (charca estacional) o 10 veces (manantial), contabilizando

el número de larvas o de adultos reproductores de cada especie capturados, que eran liberados a continuación. Para una mejor detección de los anfibios, los recorridos fueron nocturnos.

Aprovechamos los resultados de los muestreos que habíamos realizado en estas zonas antes de las actuaciones, respectivamente en marzo de los años 2005, 2006 y 2007 en la charca de la orilla izquierda y en marzo de los años 2007, 2008 y 2009 en la charca de la orilla derecha, y realizamos otros muestreos, con la misma metodología e invirtiendo el mismo tiempo y esfuerzo de muestreo, en los meses de marzo de 2008, 2009 y 2010 (orilla izquierda, Chelo) y marzo de 2010 (orilla derecha, río abajo de Chelo), es decir, después de las obras en cada caso. Para todos estos muestreos se ha contado con los oportunos permisos de la Xunta de Galicia.

En las Tablas 1 y 2 se indican las especies de anfibios y el número de individuos encontrados en ambos medios acuáticos antes y después de las actuaciones. Con los nombres en **negrita** se destacan las especies catalogadas como vulnerables en el Catálogo Gallego de Especies Amenazadas. En ambos casos, los trabajos de acondicionamiento de cunetas y pistas eliminaron los medios acuáticos que se formaban en estas zonas (Figuras 1 y 2), suprimiendo la posibilidad de reproducción de las diferentes especies de anfibios que las ocupaban. Sin embargo, en los encharcamientos estacionales (Tabla 1) se observaron al año siguiente de las obras (2008) adultos de la mayor parte de las especies (*Lissotriton* spp., *Discoglossus galganoi*, *Bufo bufo*, *Rana* spp.) en el lugar donde había estado la charca e incluso se encontraron dos puestas “en seco” de *Rana temporaria* sobre la pista, que, natu-

ralmente, se perdieron. En los años posteriores, en marzo de 2009 y 2010, ya sólo se encontraron adultos de *Bufo bufo* y de *Salamandra salamandra* sobre la pista.

En el caso de la charca de manantial suprimida (Tabla 2), sólo se encontró después de la actuación una larva de *S. salamandra* procedente de la escorrentía de la cuneta.

Dada la escasa entidad de las charcas eliminadas, se podría pensar que su pérdida no tiene mayores consecuencias sobre las poblaciones de estos animales en la zona. Pero se da la circunstancia de que este espacio natural se sitúa en un valle fluvial muy angosto, con pendientes muy pronunciadas

en las laderas, de manera que sólo se originan medios lénticos en su fondo, en el estrecho margen existente entre el cauce del río y las laderas inmediatas. Tales medios son necesarios para la reproducción de muchas especies de anfibios de la zona, como los tritones (*Lissotriton boscai*, *Lissotriton helveticus*), *D. galganoi* o *R. temporaria*, que no pueden hacerlo en medios lóticos (que sí abundan). El abandono de toda actividad agrícola o ganadera en la zona desde hace décadas ha hecho que la sucesión natural de la vegetación haya cubierto todos los puntos donde existían sustratos favorables para la aparición de charcas estacionales. En un tramo

Tabla 1. Especies de anfibios y número de individuos encontrados en encharcamientos estacionales, en el camino de la orilla izquierda del río (LIC Río Mandeo, A Coruña, Galicia) antes y después de una actuación de acondicionamiento del camino realizada en el verano de 2007; ver Figura 1. Con los nombres en negrita se destacan las especies catalogadas como vulnerables en la legislación gallega (Catálogo Gallego de Especies Amenazadas). Todos los censos se efectuaron en el mes de marzo.

Especies reproductoras	Censos antes de la actuación			Censos después de la actuación		
	2005	2006	2007	2008	2009	2010
<i>Salamandra salamandra</i>	17 larvas	28 larvas	10 larvas	-	-	1 adulto en la pista
<i>Lissotriton boscai</i>	10 adultos reproductores; larvas (no contabilizadas)	12 adultos reproductores; larvas (no contabilizadas)	9 adultos reproductores; 12 larvas	3 adultos en la pista	-	-
<i>Lissotriton helveticus</i>	1 adulto reproductor	-	2 adultos reproductores	-	-	-
<i>Triturus marmoratus</i>	1 adulto reproductor	-	-	-	-	-
<i>Discoglossus galganoi</i>	1 adulto reproductor y 1 puesta; larvas (no contabilizadas)	Larvas (no contabilizadas)	2 adultos reproductores y 3 puestas; larvas (no contabilizadas)	1 adulto en la pista	-	-
<i>Bufo bufo</i>	4 adultos reproductores; larvas (no contabilizadas)	12 adultos reproductores y 2 puestas; larvas (no contabilizadas)	8 adultos reproductores y 1 puesta; larvas (no contabilizadas)	6 adultos en la pista	17 adultos en la pista	9 adultos en la pista
<i>Rana iberica</i>	Larvas (no contabilizadas)	Larvas (no contabilizadas)	3 adultos reproductores y 1 puesta; larvas (no contabilizadas)	-	-	-
<i>Rana temporaria</i>	2 adultos reproductores y 1 puesta; larvas (no contabilizadas)	Larvas (no contabilizadas)	1 adulto reproductor y 4 puestas; larvas (no contabilizadas)	2 puestas "en seco", en la pista, que se perdieron	-	-

Tabla 2. Especies de anfibios y número de individuos encontrados en una charca de manantial en el camino de la orilla derecha, río abajo de Chelo (LIC Río Mandeo, A Coruña, Galicia) antes y después de una actuación de acondicionamiento de la pista, realizada en el verano de 2009; ver Figura 2. Con el nombre en negrita se destaca la especie catalogada como vulnerable en la legislación gallega (Catálogo Gallego de Especies Amenazadas). Todos los censos se efectuaron en el mes de marzo.

Especies reproductoras	Censos antes de la actuación			Censo después de la actuación 2010
	2007	2008	2009	
<i>Chioglossa lusitanica</i>	-	1 larva	4 larvas	-
<i>Salamandra salamandra</i>	12 larvas	31 larvas	26 larvas	1 larva en la escorrentía
<i>Lissotriton boscai</i>	16 adultos reproductores	10 adultos reproductores	13 adultos reproductores	-
<i>Lissotriton helveticus</i>	5 adultos reproductores	9 adultos reproductores	7 adultos reproductores	-

de varios kilómetros no se encuentra ningún otro medio acuático de características semejantes. Por ello, la eliminación de estas charcas es más trascendente de lo que a primera vista parece.

La conversión de una senda peatonal en una pista que permite el tráfico de vehículos ocasiona también el que se produzcan muertes por atropello. Desde la construcción de esta pista hemos observado (año 2010) numerosos anfibios atropellados: *B. bufo* (seis individuos), *S. salamandra* (dos individuos) y *L. boscai* (un individuo). Estos atropellos también afectaron al menos a dos especies de reptiles: *Anguis fragilis* (dos individuos) y *Natrix natrix* (un individuo).

Según nuestra experiencia, es relativamente habitual el que estas obras de acondicionamiento de pistas y senderos eliminen o alteren las charcas para anfibios o los medios ecotonaes. En muy pocas circunstancias es tenido en cuenta el impacto que sobre la herpetofauna tienen tales obras. En el caso de que existan poblaciones escasas o muy localizadas, o se vean afectadas especies amenazadas, tales impactos pueden revestir mucha trascendencia e incluso poner en peligro la supervivencia de esas poblaciones.

Consideramos que es necesario evaluar el impacto, no sólo de las grandes obras públicas, sino también de los pequeños trabajos de

acondicionamiento, cuando éstos se producen donde existen charcas reproductoras de anfibios o medios ecotonaes utilizados por la herpetofauna. Especialmente, cuando estos trabajos se realizan dentro de espacios naturales protegidos y con recursos destinados a la conservación de la Naturaleza.

Ya redactada la presente nota, en el año 2010 se ha dado a conocer el denominado “Proyecto Mandeo” promovido por la Diputación de A Coruña y el Fondo Europeo de Desarrollo Regional (FEDER), que pretende desarrollar actividades económicas y realizar acciones de conservación del patrimonio natural y etnográfico en las riberas del río Mandeo, dentro del LIC. Cuenta con un presupuesto de 12.4 millones de euros y “convertirá las riberas de este río en lugares de juego y diversión ecológica y sostenible” instalando áreas recreativas y diversas infraestructuras (www.riomandeo.com). Desde aquí hacemos un llamamiento a las autoridades responsables de la conservación de la naturaleza en Galicia para que las numerosas actuaciones previstas en este proyecto no alteren hábitats sensibles ni especies amenazadas, en la forma que se ha descrito en este artículo, o en mayor medida, al tratarse de una escala muy superior.

AGRADECIMIENTOS: S. Rodríguez Fernández y G. Tubío colaboraron en alguno de los muestreos.

REFERENCIAS

- Galán, P. 1999. *Conservación de la herpetofauna gallega. Situación actual de los anfibios y reptiles de Galicia*. Universidade da Coruña. Servicio de Publicacións. Monografía Nº 72. A Coruña.
- Morante, J. 2010. Denuncian el uso de herbicidas en un parque natural palentino. *Quercus*, 293: 62-63.
- Rodríguez-Vieites, D. & Rubido, M. 2010. Autopista de madera instalada en las Cies. *Quercus*, 289: 4.
- Rubio, R. & Suller, L. 2009. Graves daños en Valencia a una microrreserva de flora por desbroces. *Quercus*, 281: 11.
- 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 Sostible. *Diario Oficial de Galicia*, 89: 7409-7423.
- Xunta de Galicia. 2010. <<http://medioambiente.xunta.es/espazosNaturais/redeNatura.jsp>> [consulta: 27 octubre 2010].

Nuevos datos sobre el estado de conservación de las poblaciones de anfibios en el sureste de la Comunidad de Madrid

Beatriz Paños, Ricardo Rubio, Fernando Barrios & Miguel Sánchez

Oficina Comarcal de Agentes Forestales. Cl. Amor de Dios, 38. 28330 San Martín de la Vega. C.e.: anabez@hotmail.es

Fecha de aceptación: 23 de enero de 2011.

Key words: Southeastern Regional Park, Madrid, conservation, amphibians.

La distribución de los anfibios en el sureste de la Comunidad de Madrid ha sido objeto de varios estudios no específicos dirigidos a la elaboración del atlas de distribución regional (García-París et al., 1989). A estos estudios de carácter general siguieron otros más específicos sobre especies concretas con problemas de conservación (*Alytes obstetricans* y *Pelodytes punctatus*) (García-París et al., 2000; García-París & Martínez Solano, 2001; Martínez-Solano & García París, 2001). Sin embargo, la complejidad geomorfológica (Silva et al., 1999), paisajística (González Granados, 1997) y florística (Izco, 1984) de la zona, combinada con la dificultad para localizar puntos de reproducción de anfibios en esta región de suelos calizos o de yesos, hacen que la localización de especies requiera intensidades y frecuencias de prospección mucho más elevadas que las habitualmente consideradas para la elaboración de atlas generales de distribución geográfica.

El muestreo continuado en la comarca del sureste y en sus inmediaciones (Figura 1) ha

permitido localizar nuevas poblaciones de anfibios y evaluar su estado de conservación, objetivos de este trabajo. Con ello se pretende determinar la presencia de anfibios en este territorio y llamar la atención sobre los graves problemas que presentan las poblaciones

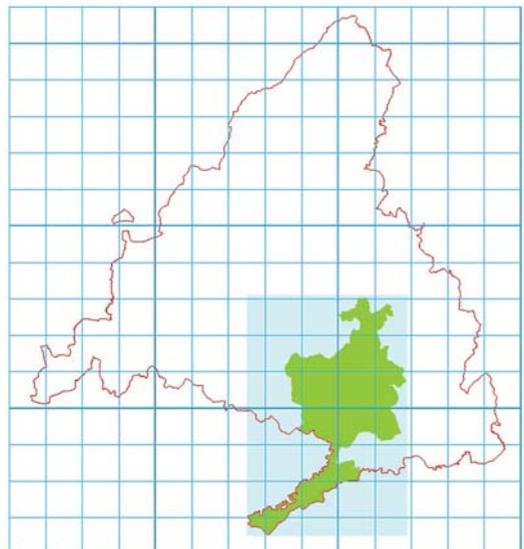


Figura 1. Términos municipales en los que se ha llevado a cabo el estudio.

Para ver Anexos ir a <<http://www.herpetologica.es/publicaciones/>>

inventariadas, resultado en último término de la cercanía a grandes aglomeraciones humanas que se ubican en esta zona aún cuando gran parte del área tiene declaración de Parque Regional.

El área de estudio se extiende por una superficie de 953 km². El paisaje es un mosaico de zonas con alto grado de intervención humana y zonas con diversos tipos de vegetación en mayor o menor grado de degradación.

El área se encuentra ubicada en la cuenca del río Tajo. El clima es mediterráneo templado con influencia continental, tratándose de un piso climático de tipo mesomediterráneo, caracterizado por temperaturas extremas y sequía estival muy acusada.

Buena parte del paisaje se debe a actividades agrícolas. Los cultivos ocupan aproximadamente la mitad de la superficie comarcal, destacando olivares, viñedos y cereales, en secano, y el cultivo del maíz en las vegas, en regadío.

La vegetación arbórea tiene una reducida extensión. Está dominada por la presencia de pinares, encinares, bosques de galería y tarayales (Izco, 1984). El monte bajo está caracterizado por la presencia de coscojares.

En cuanto a la fauna acuática destaca la abundancia de especies alóctonas como los cangrejos *Procambarus clarkii* y *Pacifastacus leniusculus*; los peces *Ameiurus melas*, *Lepomis gibbosus*, *Cyprinus carpio* y *Micropterus salmoides*, y el quelonio *Trachemys scripta*, especies liberadas indiscriminadamente en el medio, convirtiéndose en invasoras y condicionando la supervivencia de las especies autóctonas, y especialmente de los anfibios.

El método de estudio se basó en la localización de puntos de agua y en la realización de posteriores visitas periódicas, sobre todo durante los meses de mayor actividad para los

anfibios en esta zona (febrero-julio). Las visitas se concentraron especialmente en las horas diurnas o al anochecer.

El estudio se realizó en pequeñas charcas (incluso charcos) y en los escasos arroyos existentes. Estos cuerpos de agua, pese a su escaso caudal, constituyen los únicos recursos para la reproducción de los anfibios. Destacan por su importancia los manantiales, fuentes, albercas de riego, lavaderos y pilones, los cuales actualmente están cayendo en desuso o ya han sido abandonados. Asimismo se muestrearon las orillas de los humedales mayores, como lagunas o embalses, mediante estima visual o mediante el empleo de una manga.

A veces se detectaron larvas recién eclosionadas en zonas en las que bien podría reproducirse más de una especie, lo que creó dificultades para su identificación. Se optó entonces por considerarlas como indeterminadas a la espera de su correcta identificación en próximas visitas. Para las denominaciones de las distintas especies se siguió la lista patrón propuesta por Carretero *et al.* (2010).

Otra fuente de información ha sido la identificación de ejemplares atropellados, tanto en carreteras como en caminos. Estos datos servirán para localizar nuevos lugares de muestreo.

En el período comprendido entre marzo de 2006 y junio de 2010 se localizó un total de 144 puntos que podrían ser aptos para la reproducción o presencia de anfibios (Anexo 1). En un total de 84 de ellos se constató la presencia de alguna especie. En 11 localidades de detectaron individuos atropellados.

En el área de estudio se distribuyen un total de ocho especies de anfibios (Figura 2). Los resultados más significativos para cada especie se detallan a continuación.

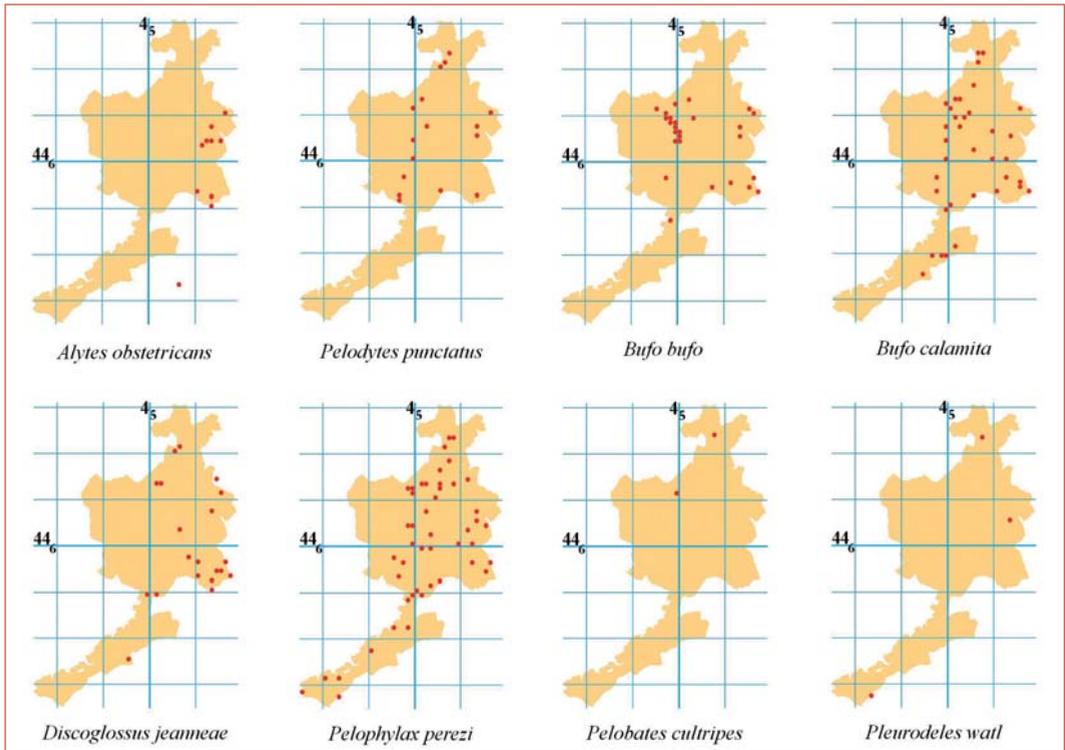


Figura 2. Mapas de distribución para cada una de las especies objeto del estudio.

Alytes obstetricans pertinax.

Es la especie más escasa y por este motivo se ha solicitado su inclusión en el Catálogo Regional de Especies Amenazadas de Madrid en la categoría de En Peligro Crítico de Extinción (Martínez-Solano, 2006). Ha sido encontrada únicamente en nueve localidades. En todos los casos hemos detectado su presencia al observar larvas. A juzgar por su baja densidad deben mantenerse poblaciones muy escasas de efectivos adultos. Las larvas sólo son abundantes en tres de estos lugares, mientras que en los restantes no suele haber más de 25 ó 30 ejemplares.

La especie ha quedado confinada en pilones y fuentes como únicos puntos de reproducción, los cuales son muy vulnerables al estar situados en zonas muy frecuentadas y accesibles (Paños & Barrios, 2008). El verano de 2009 se perdieron las puestas en dos de estas zonas (localidades 0201 y

0301) debido a la introducción de peces en los pilones. También se perdió uno de sus mejores lugares de reproducción (localidad 0303) al ser desecada temporalmente una antigua alberca de riego. A pesar de ello, el principal problema para la supervivencia de la especie es el escaso número de pilones o charcas que reúnen los requisitos suficientes para la reproducción. Otro problema es el escaso volumen de estos puntos, pues sólo dan cabida a unas pocas larvas, lo que limita cualquier posibilidad de expansión o aumento de la población. Por último, estos puntos se encuentran en la mayoría de los casos separados entre sí por todo tipo de infraestructuras (carreteras, zonas urbanas, etc). Si sumamos estos factores podemos inferir que la especie corre peligro real de extinguirse a corto plazo en la zona a menos que se tomen medidas encaminadas a la protección de los escasos lugares donde aún

sobrevive y a la creación de otros nuevos que permitan la recuperación del número de efectivos y la interconexión de las poblaciones.

Pelodytes punctatus.

Hasta el momento se ha detectado en 14 localidades. Entre los lugares en los que se encontraron larvas, únicamente en dos de ellos (localidades 1102 y 1202) éstas fueron abundantes, ya que en el resto de localidades se detectó únicamente una puesta o pocos ejemplares (< 30). La especie es muy dependiente de los pocos arroyos existentes en la zona. En muchos casos estos lugares están afectados por la proximidad a gran cantidad de infraestructuras y zonas urbanas. Aunque 10 de las localidades donde la especie fue detectada están dentro de los límites del Parque Regional del Sureste, todas ellas necesitan medidas de protección más específicas para asegurar su permanencia.

Bufo bufo.

La especie no es abundante a pesar de que su hábitat abarca la totalidad de la comarca de estudio (García-París *et al.*, 1989) Hasta el momento ha sido detectada en 12 sitios distribuidos por la parte centro y norte del área de estudio. Se detectaron tanto puestas como larvas y adultos. Hasta el momento hemos encontrado buenas poblaciones con cientos de larvas únicamente en tres localidades. Como factor de amenaza destaca, al menos localmente, la mortalidad por atropello de miles de individuos, especialmente relevante debido a la muerte de gran cantidad de hembras con huevos en la época de reproducción (Paños *et al.*, 2009).

Bufo calamita.

Aparece bien distribuido por todo el área de estudio, habiendo sido detectado en 30 localidades y estando presentes en la mayor parte de los casos puestas, larvas y adultos simultánea-

mente. Aún así sufre la misma dependencia de los escasos puntos de agua existentes en la zona que el resto de los anfibios.

Discoglossus jeanneae.

Esta especie se encuentra bien distribuida por el área de estudio. La presencia de larvas y, a menudo, adultos en las proximidades de las localidades muestreadas ha sido detectada en un total de 21 de ellas.

Salvo contadas excepciones, esta especie no forma grandes concentraciones. Esto evidencia que no se trata de una especie abundante. No obstante, son necesarios estudios más detallados para cuantificar la abundancia de la misma y su situación actual, especialmente en los humedales más grandes que quedan fuera del alcance de este estudio.

Pelophylax perezi.

Aparece distribuido por todo el área de estudio. Hasta la fecha su presencia ha sido confirmada en 49 lugares distintos, la mayor parte de las veces mediante la detección de adultos o cantos. Sin embargo, hay que destacar que en esta comarca no son frecuentes densidades elevadas de la especie, incluso en lugares aparentemente propicios para ello. No hemos podido constatar la presencia de larvas en muchas de las localidades muestreadas, aunque ello puede deberse a que en estas ocasiones no se pudo utilizar la manga de muestreo.

Pelobates cultripes.

Ha sido encontrado solamente en dos charcas en toda la comarca, a pesar de que en los mapas de distribución publicados anteriormente esta especie aparece ampliamente distribuida (García-París *et al.*, 1989). Al margen de estas dos localidades no tenemos constancia de que haya sido detectada recientemente en ninguna otra zona, lo que avala su posible declive poblacional

en la región (Pleguezuelos *et al.*, 2002). Sin embargo, hay que señalar que la falta de prospección en los humedales más grandes podría subestimar la presencia de esta especie, ya que ésta se puede reproducir en este tipo de hábitat. Durante los muestreos sólo se observaron larvas.

Aunque están incluidas en el Parque Regional del Sureste, las localidades donde se detectó *P. cultripes* están amenazadas por el tránsito de vehículos pesados en una zona con graveras en explotación.

Pleurodeles waltl.

Ha sido detectado en tres localidades, muy alejadas entre sí, aunque hace unos años era una especie abundante y bien distribuida por toda la Comunidad de Madrid (García-París *et al.*, 1989). Así, el reducido número de observaciones sugiere que en la actualidad se trata de una especie escasa. Esto podría indicar un declive poblacional como parece ser que ya está sucediendo en otros lugares (Pleguezuelos *et al.*, 2002). Sin embargo, hay que señalar que el escaso número de citas puede deberse a que la especie puede habitar zonas profundas y grandes masas de agua o a que por sus hábitos nocturnos nuestro método de búsqueda no fue el más adecuado. Por este motivo consideramos fundamental que se lleven a cabo estudios en detalle para conocer la situación actual en la que se encuentra esta especie y adoptar medidas de conservación.

La batracofauna descrita indica una elevada riqueza específica en un biotopo natural relativamente homogéneo pero muy alterado por las fortísimas actividades extractivas, grandes infraestructuras, contaminación de las aguas y la cercanía de la gran megalópolis de Madrid, lo que provoca la pérdida de los hábitats y la continua fragmentación de las poblaciones de anfibios.

De este inventario llamamos especialmente la atención sobre las poblaciones de *P. cultripes*, especie para la que existen escasas citas en la comarca desde al menos inicios del siglo XXI (Martínez-Solano, 2006), y para la que la desaparición de medios acuáticos es un importante factor de amenaza en el área de estudio (Pleguezuelos *et al.*, 2002).

En cuanto a *A. obstetricans*, dadas su escasez y vulnerabilidad, ya se ha indicado la necesidad de revisar urgentemente su categoría de protección ("En Peligro", Martínez-Solano, 2006).

P. punctatus destaca por ser una especie escasa de manera natural por lo que se ha propuesto mantener la categoría de "Vulnerable" en el Catálogo Regional (Martínez-Solano & García París, 2001). Por otra parte, aunque datos correspondientes a otras comarcas indican la pérdida de poblaciones anteriormente observadas (G. Astudillo, comunicación personal), no disponemos de suficiente información para evaluar la tendencia a largo plazo en nuestro área de estudio.

Incluso una especie como *B. bufo*, hasta ahora abundante y homogénea en sus poblaciones (Martínez-Solano, 2006), merece ser citada aquí por la alta mortalidad registrada en la comarca debida a atropellos.

En cuanto a *P. waltl* la destacamos por su escasez y por la gran distancia entre los puntos donde ha sido observada, aunque no debe descartarse la localización de más poblaciones fruto de un mayor esfuerzo de prospección.

De lo anteriormente expuesto se puede apreciar que la situación actual de las poblaciones de anfibios, aunque distinta según las especies, requiere acciones urgentes para su conservación. Todas están afectadas por graves problemas: pérdida y fragmentación de hábitats adecuados por la construcción de viviendas y las grandes infraestructuras, contaminación de las aguas, descenso de las precipitaciones medias, abandono del

campo, pérdida de fuentes, introducción de especies alóctonas, etc. A la espera de la revisión del Catálogo Regional de Especies Amenazadas, el presente trabajo aporta nuevos datos que, junto con la información previamente disponible, permiten fundamentar futuros planes de actuación. Estos planes deben contemplar la realización de pequeñas obras que salven y protejan a los anfibios que aquí viven, actuando sin dilación en las especies y zonas más vulnerables. Además, con independencia del Catálogo, proponemos la conveniencia de declarar pequeñas microrreservas que

protejan pequeñas zonas húmedas naturales. En cualquier caso, y ante la expansión de la ciudad de Madrid y las actividades asociadas, la conservación de las poblaciones de anfibios se considera crítica, lo que requiere acciones urgentes para garantizar la supervivencia de estos vertebrados.

AGRADECIMIENTOS: Los autores de este trabajo queremos expresar nuestro agradecimiento a todos aquellos que nos han ayudado a reconocer las distintas especies en el campo y a realizar el presente trabajo, así como a E. Ayllón, A. Álvarez, I. Martínez-Solano y muy especialmente a M. García-París.

REFERENCIAS

- Carretero, M.A., Ayllón, E. & Llorente, G. (eds.) 2010. *Lista patrón de los anfibios y reptiles de España (actualizada a diciembre de 2009)*. Asociación Herpetológica Española. Barcelona.
- García-París, M. & Martínez-Solano I. 2001. Nuevo estatus taxonómico para las poblaciones ibero-mediterráneas de *Alytes obstetricans* (Anura: Discoglossidae). *Revista Española de Herpetología*, 15: 99-113.
- García-París, M., Martín, C., Dorda, J. & Esteban, M. 1989. Atlas provisional de los Anfibios y Reptiles de Madrid. *Revista Española de Herpetología*, 3: 237-257.
- García-París M., Martínez-Solano I. & García Román L. 2000. Situación crítica del sapo partero común en la Comunidad de Madrid. *Quercus*, 174: 50-51.
- González Granados, J. 1997. *Paisaje vegetal al Sur de la Comunidad de Madrid*. Ediciones Doce calles. Aranjuez.
- Izco, J. 1984. *Madrid verde*. Ministerio de Agricultura-Comunidad de Madrid. Madrid.
- Martínez-Solano, I. 2006. Atlas de distribución y estado de conservación de los anfibios de la Comunidad de Madrid. *Graellsia*, 62: 253-291.
- Martínez-Solano, I. & García-París, M. 2001. Distribución y estado de conservación de *Alytes obstetricans* y *Pelodytes punctatus* en el Sureste de Madrid. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 12: 37-41.
- Paños, B. & Barrios, F. 2008. La atención prestada en Madrid al sapo partero es insuficiente. *Quercus*, 274: 62-63.
- Paños, B., Rubio, R. & Barrios, F. 2009. Atropellos masivos de sapos en un carril bici. *Quercus*, 278: 4.
- Pleguezuelos, J.M., Márquez, R. & Lizana, M. (eds.). 2002. *Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España*. Ministerio de Medio Ambiente – Asociación Herpetológica Española. Madrid
- Silva, P.G., Palomares, M., Rubio, F., Goy, J.L., Martín Serrano, A., Zazo, C. & Alberdi, M^aT. 1999. Geomorfología, estratigrafía, paleontología y procedencia de los depósitos arcósicos cuaternarios de la depresión Prados-Guatén. *Cuadernos de Geomorfología*, 13: 79-94.

Depredación de *Timon lepidus* por gato asilvestrado

Francisco Díaz-Ruiz & Pablo Ferreras

Instituto de Investigación en Recursos Cinegéticos. Ronda de Toledo, s/n. 13071 Ciudad Real. C.e.: pacodi1480@hotmail.com

Fecha de aceptación: 10 de mayo de 2011.

Key words: feral cat, ocellated lizard, cat predation, population decline.

El lagarto ocelado (*Timon lepidus*) ha sido identificado como presa en la dieta de varios depredadores ibéricos (Valverde, 1967; Palomares & Delibes, 1991; Gil & Pleguezuelos, 2001; Padial *et al.*,

2002; García Dios, 2006; Mateo, 2009; Pleguezuelos, 2009). Sin embargo, y hasta nuestro conocimiento, entre las especies de depredadores ibéricos citadas en la bibliografía no aparece el gato

doméstico (*Felis silvestris catus*), aunque existe alguna cita esporádica no contemplada en la bibliografía científica (e.g., fotografía de Abel Bermejo de gato con un ejemplar joven de lagarto ocelado en la boca publicada en la contraportada del Boletín de la Asociación Herpetológica Española de julio de 2004). En la presente nota describimos un caso de depredación de gato doméstico asilvestrado sobre lagarto ocelado.

La observación fue realizada mediante foto-trampeo en una finca aleadaña al Parque Natural de las Lagunas de Ruidera (provincia de Ciudad Real; 38°57'N / 02°50'W) durante una campaña de muestreos de carnívoros desarrollada en los meses de agosto y septiembre de 2010. Los resultados del foto-trampeo ponen de manifiesto una marcada presencia de gatos asilvestrados en la zona. Además se observaron algunos individuos de forma directa en varias ocasiones (datos propios). En una de las fotografías se observó a una gata con una camada de tres cachorros nacidos esa misma temporada (primavera - verano de 2010) y criados en el mismo lugar que aparece en la imagen, donde tenían el cubil. Minutos antes a la realización de esta fotografía se fotografió a uno de los cachorros de la camada alimentándose de un lacértido de tamaño medio, con un grosor de 47.40 mm y longitud hocico - cloaca superior a 104.03 mm (medidas estimadas con el software de análisis de imagen Digimizer [MedCalc Software, Mariakerke, Belgium, www.digimizer.com]), patas robustas y un diseño ventral blanquecino y sin manchas (Figura 1). En el área de estudio el único lacértido con estas características es el lagarto ocelado (Salvador, 1998; Ayllón *et al.*, 2003), descartándose por tanto el resto de especies presentes en la zona. Por todo esto creemos que las imágenes son suficientemente reveladoras del acto, poniendo de manifiesto que el lagarto ocelado también se puede encontrar entre las presas de los gatos asilvestrados.

El impacto de los gatos domésticos sobre un amplio rango de presas ha sido objeto de varios estudios en todo el mundo (Liberg, 1984; Kays & DeWan, 2004; Biro *et al.*, 2005; Brickner-Braun *et al.*, 2007), de tal forma que estos mamíferos han sido señalados como una de las 100 especies invasoras más dañinas del mundo (Lowe *et al.*, 2000). En la España insular varios trabajos han analizado la alimentación de los gatos asilvestrados (Medina & Nogales, 2009; Nogales & Medina, 2009; Millán, 2010), señalándose la importancia de éstos en procesos de extinción de varias especies endémicas de lacértidos gigantes insulares (Nogales *et al.*, 2006; Mateo, 2008). Aunque el lagarto ocelado es una especie frecuente en la provincia de Ciudad Real, se ha observado un notable descenso de adultos de gran tamaño en los últimos años sin poderse definir una causa clara que explique esta tendencia (Ayllón *et al.*, 2003), hecho generalizado para la especie en su área de distribución en España (Mateo, 2009). En la zona de estudio, hemos observado algún individuo en contadas ocasiones, siendo fotografiado de forma ocasional un individuo de gran tamaño durante la campaña de foto-trampeo.

Nuestra observación nos hace reflexionar sobre el posible papel de los gatos asilvestrados en el declive de algunas poblaciones de verte-



Figura 1. Uno de los cachorros de la camada de gatos domésticos alimentándose de un lagarto ocelado de tamaño medio.

brados continentales, como en este caso la del lagarto ocelado. Hasta ahora los gatos asilvestrados han sido citados como una de las principales causas de la extinción de lagartos de gran tamaño, como es el caso de varias especies endémicas de lagartos gigantes en las Islas Canarias (Nogales *et al.*, 2006; Mateo, 2008) o el del propio lagarto ocelado en la isla francesa de Ratonneau (Cheylan & Grillet, 2005). Sin embargo, todos estos trabajos han sido realizados en islas, no existiendo en España estudios similares para la zona continental del país, por lo que se desconoce el impacto que los gatos asilvestrados pueden tener sobre ciertos grupos de presas silvestres, como en este caso el lagarto ocelado. De esta forma se hacen necesarios estudios específicos que evalúen de forma sistemática y científica el efecto real de esta especie de carnívoro en nuestros ecosistemas y en la herpetofauna en particular, ya que en ocasiones su abundancia llega a ser superior a la de

otros carnívoros silvestres, como es el caso de nuestra zona de estudio, en la que el gato doméstico fue el carnívoro más fotografiado durante el foto-trampeo, incluso más que el zorro (*Vulpes vulpes*, datos inéditos).

AGRADECIMIENTOS: Queremos agradecer a J. Enciso, J. Fernández de Simón y F. Aparicio por su colaboración de forma desinteresada en el desarrollo de los muestreos realizados durante el verano de 2010. Al Dr. J. Caro, que revisó amablemente y de forma desinteresada el manuscrito mejorándolo de forma sustancial. Un revisor anónimo aportó nueva información al manuscrito definitivo. A los administradores de la finca, los señores Tebas, por facilitarnos el trabajo y permitirnos el acceso a la misma. La financiación de estos trabajos ha sido posible gracias a los proyectos “Interacciones ecológicas en comunidades de carnívoros ibéricos” (CGL2009-10741, financiado por el Plan Nacional de I+D y fondos FEDER) y “Hunting for sustainability” (HUNT, financiado por la Comisión Europea dentro del 7º Programa Marco para Investigación y Desarrollo Tecnológico).

REFERENCIAS

- Ayllón, E., Bustamante, P., Cabrera, F., Flox, L., Galindo, A.J., Gosálvez, R.U., Hernández, J.M., Morales, M., Torralvo, C. & Zamora, F. 2003. Atlas provisional de distribución de los anfibios y reptiles de la provincia de Ciudad Real (Castilla-La Mancha, España). *Zoologica Baetica*, 13 / 14: 155-202.
- Biro, Z., Lanszki, J., Szemethy, L., Heltai, M. & Randi, E. 2005. Feeding habits of feral domestic cats (*Felis catus*), wild cats (*Felis silvestris*) and their hybrids: trophic niche overlap among cat groups in Hungary. *Journal of Zoology*, 266: 187-196.
- Brickner-Braun, I., Gefeen, E. & Yom-Tov, Y. 2007. The domestic cat as predator of Israeli wildlife. *Israel Journal of Ecology and Evolution*, 53: 129-142.
- Cheylan, M. & Grillet, P. 2005. Statut passé et actuel du lézard ocellé (*Lacerta lepida*, Sauriens, Lacertidae) en France. Implication en terme de conservation. *Vie et Milieu*, 55: 15-30.
- García Dios, I.S. 2006. Dieta del aguililla calzada en el sur de Ávila: Importancia de los paseriformes. *Ardeola*, 53: 39-54.
- Gil, J.M. & Pleguezuelos, J.M. 2001. Prey and prey-size selection by the Short-toed eagle, *Circus gallicus*, during the breeding period in Southeastern Spain. *Journal of Zoology*, 255: 131-137.
- Kays, R.W. & DeWan, A.A. 2004. Ecological impact of inside/outside house cats around a suburban nature preserve. *Animal Conservation*, 7: 273-283.
- Liberg, O. 1984. Food habits and prey impact by feral and house based domestic cats in a rural area in southern Sweden. *Journal of Mammalogy*, 65: 424-432.
- Lowe, S., Browne, M., Boudjelas, S. & De Poorter, M. 2000. *100 of the world's worst invasive alien species. A selection from the global invasive species database*. The Invasive Species Specialist Group (SSC), IUCN. Gland, Switzerland.
- Mateo, J.A. 2008. Caso 14 - Los gatos y los programas de recuperación de los lagartos gigantes canarios (*Gallotia* spp). 199-202. In: Vila, M., Valladares, F., Traveset, A., Santamaría, L. & Castro, P. (eds.), *Invasiones Biológicas*. Colección Divulgación, CSIC. Madrid.
- Mateo, J.A. 2009. 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/>> [Consulta: 27 marzo 2011]
- Medina, F.M. & Nogales, M. 2009. A review on the impacts of feral cats (*Felis silvestris catus*) in the Canary Islands: implications for the conservation of its endangered fauna. *Biodiversity and Conservation*, 18: 829-846.
- Millán, J. 2010. Feeding habits of feral cats *Felis silvestris catus* in the countryside of Majorca island, Spain. *Wildlife Biology in Practice*, 6: 32-38.
- Nogales, M. & Medina, F.M. 2009. Trophic ecology of feral

- cats (*Felis silvestris f. catus*) in the main environments of an oceanic archipelago (Canary Islands): An updated approach. *Mammalian Biology*, 74: 169–181.
- Nogales, M., Rodríguez Luengo, J.L. & Marrero, P. 2006. Ecological effects and distribution of invasive non-native mammals on the Canary Islands. *Mammal Review*, 36: 49–65.
- Padial, B., Avila, E. & Gil-Sánchez, J.M. 2002. Feeding habits and overlap among red fox (*Vulpes vulpes*) and stone marten (*Martes foina*) in two Mediterranean mountain habitats. *Mammalian Biology*, 67: 137–146.
- Palomares, F. & Delibes, M. 1991. La alimentación del meloncillo *Herpestes ichneumon* y de la gineta *Genetta genetta* en la Reserva Biológica de Doñana, SO de la Península Ibérica. *Doñana, Acta Vertebrata*, 18: 5–20.
- Pleguezuelos, J.M. 2009. Culebra bastarda – *Malpolon monspessulanus*. In: Salvador, A. & Marco, A. (eds.), *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Museo Nacional de Ciencias Naturales. Madrid. <<http://www vertebradosibericos.org/>>. [Consulta: 27 marzo 2011]
- Salvador, A. 1998. *Fauna Ibérica Vol. 10 (Reptiles)*. Museo Nacional de Ciencias Naturales, CSIC. Madrid.
- Valverde, J.A. 1967. *Estructura de una comunidad de vertebrados terrestres*. Monografías de la Estación Biológica de Doñana, CSIC. Madrid.

Nuevos datos sobre la presencia de *Trachemys scripta* en aguas salobres del río Gaià (Tarragona)

Albert Martínez-Silvestre¹, Joaquim Soler¹ & Hèctor Hernández²

¹ CRARC (Centre de Recuperació d'Anfibis i Rèptils de Catalunya). 08783 Masquefa. Barcelona. C.e.: crarc@amasquefa.com

² Associació Mediambiental La Sinia. Cl. Avellaners, 11. 43893 Altafulla. Tarragona.

Fecha de aceptación: 8 de junio de 2011.

Key words: *Trachemys scripta*, brackish water, invasive species, Catalonia.

Trachemys scripta es una especie exótica de galápagos con carácter invasor en los humedales ibéricos (Martínez-Silvestre *et al.*, 2007; Pérez-Santigosa *et al.*, 2008). Si bien su presencia en España incluye un amplio abanico de zonas húmedas, como pantanos, lagos, marismas, estuarios fluviales, canales de riego o estanques (Martínez-Silvestre *et al.*, 2011), la presencia de poblaciones con capacidad y comportamientos reproductores en ambientes salobres no ha sido descrita anteriormente. La presente nota da a conocer los primeros datos de presencia estable de *T. scripta* en las aguas salobres de la desembocadura del río Gaià (Tarragona).

Desde el año 2006 se está realizando en la Reserva Natural de Fauna Salvaje de la Desembocadura del río Gaià (UTM 10x10 km: 31T CF65) un proyecto de conservación del galápagos *Mauremys leprosa*. Mediante nasas flotantes se lleva a cabo la captura de las tortugas autóctonas y exóticas presentes. En las cinco campañas que ha comprendido el estu-

dio se han capturado seis ejemplares adultos y tres crías recién nacidas de *M. leprosa*, así como 40 ejemplares de tortugas exóticas, 38 pertenecientes a la especie *T. scripta*, una *Chrysemys picta*, y una *Pseudemys concinna*.

En este período de tiempo se ha podido comprobar que *T. scripta* completa su ciclo biológico en este hábitat. Durante las temporadas de 2008 y 2010 fueron localizados dos nidos en zonas arenosas cercanas al cauce, con cinco y ocho huevos en su interior. En 2010 se capturó una hembra poniendo huevos en la misma zona, así como ocho crías recién nacidas (aún con cicatriz umbilical) en las orillas de la desembocadura (masa media: 28 ± 7 g (DS); longitud media: 3.6 ± 0.5 cm (DS)). Se ha observado también tanto adultos como juveniles de tortugas alimentándose de restos de peces de estuarios, como la lisa (*Mugil cephalus*), y otras carroñas, así como de vegetación acuática macrófita.

Tabla 1. Datos físico-químicos de las aguas analizadas y distancias de éstas hasta los nidos encontrados, así como número de ejemplares de *T. scripta* capturados en cada punto. Distancia 1: distancia lineal al mar (en metros); distancia 2: distancia entre la puesta y el agua salobre (en metros).

Punto de muestreo	pH	Salinidad (g/l)	Distancia 1	Puestas (huevos)	Distancia 2	Ejemplares capturados
1 Desembocadura	7.02	3.2	100	-	-	3
2 Tramo medio	6.89	3.2	550	1 (5)	104	7
3 Balsa	7.06	1.9	800	1 (8)	235	28

Para confirmar el carácter salobre de este hábitat acuático se analizaron muestras de agua en tres puntos de captura de tortugas, todos en ambientes arenosos, cercanos a la costa y a los nidos encontrados. Estos análisis confirmaron el carácter salobre del agua con valores de salinidad comprendidos entre 1.9 y 3.2 g/l (Tabla 1). Se considera agua salobre a la que posee valores comprendidos entre 0.5 y 35 g/l (Dajoz, 2002). Esta salinidad suele observarse en zonas de desembocaduras de ríos, en las que la mezcla de agua dulce fluvial y la introgresión de agua salada del mar producen este incremento variable de la salinidad.

Muchas especies de galápagos continentales americanos son específicos de aguas dulces (*Graptemys pseudogeographica*), e incluso salobres (*Malaclemys terrapin*). Sin embargo, otras especies, como *Clemmys guttata* o *T. scripta*, pueden adaptarse a distintas salinidades en sus áreas de origen (Ernst *et al.*, 1994). En Estados Unidos, tanto en su distribución nativa como alóctona, *Trachemys* spp. ha sido observada en humedales salobres (Somma *et al.*, 2009). También se ha descrito la presencia de *Trachemys* spp. y *Pseudemys* spp. en áreas salobres de Florida y de la Isla de Gran Caimán (Dunson & Seidel, 1986). En la Península Ibérica, los estudios realizados hasta el momento en estuarios describen el hallazgo de puestas de *T. scripta* en desembocaduras fluviales (Bertolero & Canicio, 2000) y áreas periurbanas costeras (De Roa & Roig, 1998) o señalan evidencias de reproducción en

ambientes lagunares afectados por desecación estival (Capalleres & Carretero, 2000; Pérez-Santigosa *et al.*, 2006, 2008). Sin embargo, estos estudios no detallan en qué condiciones de salinidad esta especie cierra su ciclo biológico en ambientes arenosos y salobres.

En algunas especies de galápagos se ha comprobado que la tolerancia a variaciones estacionales de salinidad en sus hábitats naturales implica cambios fisiológicos osmóticos y de modulación del intercambio cutáneo del sodio corporal (Dunson & Seidel, 1986). Indirectamente, este hecho capacita a estos galápagos para colonizar nuevos ambientes. En el caso de *T. scripta*, tortuga habitualmente asociada a ambientes de aguas dulces, su capacidad colonizadora se ve magnificada al poder expandir su área vital a zonas acuáticas con salinidad moderada. Los datos aquí expuestos evidencian que la supervivencia de los neonatos y adultos es posible en estas condiciones. Sin embargo, desconocemos cómo la salinidad podría afectar a la incubación o al éxito de desarrollo y eclosión de las puestas, un dato que podría abrir nuevas investigaciones sobre adaptaciones reproductivas del género *Trachemys*.

AGRADECIMIENTOS: A la Consejería de Medio Ambiente del Ayuntamiento de Tarragona, por el apoyo al proyecto de conservación de biodiversidad del espacio natural del Gaià. A los socios de La Sinia del Gaia, y en especial, a A. Muntadas y a los alumnos en prácticas del IES de Horticultura y Jardinería de

Reus, por sus importantes observaciones durante el trabajo de campo. Agradecemos también las impor-

tantes aportaciones al manuscrito original por parte de dos revisores anónimos.

REFERENCIAS

- Bertolero, A. 2000. Nueva cita de nidificación en libertad de *Trachemys scripta elegans* en Cataluña. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 11: 84.
- Capalleras, X. & Carretero, M.A. 2000. Evidencia de reproducción con éxito en libertad de *Trachemys scripta* en la Península Ibérica. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 11: 34-35.
- Dajoz, R. 2002. *Tratado de Ecología. 2ª Edición*. Editorial Mundi-Prensa. Madrid.
- De Roa, E. & Roig, J.M. 1998. Puesta en hábitat natural de la tortuga de florida (*Trachemys scripta elegans*) en España. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 9: 48-50.
- Dunson, W. & Seidel, M.E. 1986. Salinity tolerance of estuarine and insular emydid turtles (*Pseudemys nelsoni* and *Trachemys decussata*). *Journal of Herpetology*, 20: 237-245.
- Ernst, C.H., Lovich, J.E. & Barbour, R.W. 1994. *Turtles of the United States and Canada*. Smithsonian Institution Press. Washington & Londres.
- Martínez-Silvestre, A., Soler Massana, J. & Salom, M. 2007. Essais d'élimination des tortues invasives a Catalogne (NE Spagne): recherche biosanitaire. *Congress Mediterraneeen d'Herpetologie*, 1: 63-64.
- Martínez-Silvestre, A., Hidalgo-Vila, J., Pérez-Santiagosa, N. & Díaz-Paniagua, C. 2011. Galápagos de Florida - *Trachemys scripta* (Schoepff, 1792). 1-39pp. In: Salvador, A. & Marco, A. (eds.), *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Museo Nacional de Ciencias Naturales. Madrid. <<http://www.vertebradosibericos.org/>> [Consulta: abril 2011].
- Pérez-Santiagosa, N., Díaz-Paniagua, C., Hidalgo-Vila, J., Marco, A., Andreu, A. & Porthault, A. 2006. Características de dos poblaciones reproductoras de galápagos de Florida, *Trachemys scripta elegans*, en el suroeste de España. *Revista Española de Herpetología*, 20: 5-16.
- Pérez-Santiagosa, N., Díaz-Paniagua, C. & Hidalgo-Vila, J. 2008. The reproductive ecology of exotic *Trachemys scripta elegans* in an invaded area of southern Europe. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 10: 10-19.
- Somma, L.A., Foster, A. & Fuller, P. 2009. *Trachemys scripta elegans* (Weid-Neuwied, 1838). USGS. Science for a Changing World <<http://nas.er.usgs.gov/queries/factsheet.aspx?SpeciesID=1261>> [Consulta: 12 junio 2011].

Hallada una población introducida de *Ommatotriton ophryticus* en el Prepirineo catalán

Ferran Fontelles¹, David Guixé^{1,2}, Albert Martínez-Silvestre³, Joaquim Soler³ & Dani Villero^{1,2}

1 Grup de Natura del Solsonès. Centre d'Estudis Lacetans. 25280 Solsona. Lleida.

2 Àrea de Biodiversitat. Centre Tecnològic Forestal de Catalunya (CTFC). Ctra. de St. Llorenç de Morunys a Port del Comte, km 2. 25280 Solsona. Lleida. C.e.: dani.villero@ctfc.cat

3 Centre de Recuperació d'Amfibis i Rèptils de Catalunya (CRARC). 08783 Masquefà. Barcelona.

Fecha de aceptación: 22 de junio de 2011.

Key words: *Ommatotriton ophryticus*, northern banded newt, introduced species, pet trade, Cataluña, España.

El 7 de mayo de 2011 se localizaron cinco tritones pertenecientes al género *Ommatotriton*, originario de Oriente Medio, en la Bassa de Ca l'Artiller (Pla de Busa, Lleida; UTM: 31T 388115E / 4661550N; 1320 msnm). Una semana más tarde, miembros del Grup de Natura del Solsonès realizaron una campaña de prospección con el objetivo de evaluar el estado de la población y retirar los ejemplares



Figura 1. Ejemplares de *O. ophryticus* capturados en el Pla de Busa el 14 de mayo de 2011.

Tabla 1. Biometría de *O. ophryticus* en Cataluña (Pla de Busa) y en su área de distribución natural en Turquía (Arntzen & Olgun, 2001). Los datos de las poblaciones naturales se han adaptado a partir de los valores de tres poblaciones diferentes (Erbaa, Resadiye y Ulubey). SVL: longitud del cuerpo; TL: longitud de la cola; DE: desviación estándar. Valores expresados en mm.

		Machos		Hembras	
		Cataluña n=22	Turquía n=95	Cataluña n=10	Turquía n=97
SVL	Promedio	57.4	65.5	47.6	55.1
	DE	2.3	4.6	2.0	3.4
	Mín.	52.0	49.0	45.0	42.7
	Máx.	61.0	82.8	52.0	68.1
TL	Promedio	65.8	65.3	51.3	48.0
	DE	5.4	3.7	3.9	4.25
	Mín.	56.0	66.3	47.0	30.0
	Máx.	77.0	87.4	61.0	50.6

observados. Se capturaron un total de 21 machos y 10 hembras (Figura 1). Además de libreas de celo en machos y de algunas hembras grávidas, también se observaron huevos depositados dentro de hojas enrolladas y de tallos de plantas subacuáticas (*Potamogetum natans* y *Potamogeton trichoides*), lo que indicaba que la población estaba en pleno período reproductor. Ello motivó la ampliación del muestreo a tres charcas localizadas en las inmediaciones, capturándose un macho en la Bassa Gran del Camp del Mollà (UTM: 31T 388000E / 46611820N), situada a aproximadamente



Figura 2. Aspecto de un ejemplar macho de *O. ophryticus*.

500 m de la primera. Los tritones capturados fueron depositados en el Servei de Biodiversitat i Protecció dels Animals de la Generalitat de Catalunya, que finalmente los trasladó al Centre de Recuperació d'Amfibis i Rèptils de Catalunya (CRARC). El examen radioscópico de tres ejemplares confirmó que se trataba de *Ommatotriton ophryticus* (Berthold, 1846), especie muy apreciada por

los aficionados a los terrarios que se diferencia de otras especies del mismo género por la presencia de 13 vértebras torácicas (Arntzen & Olgun, 2001; Litvinchuk et al., 2005; Kutrup & Bülbül, 2011) (Figuras 2 y 3). La necropsia de cuatro machos reveló que todos ellos estaban reproductivamente activos, mostrando testículos bien desarrollados, y que ninguno de ellos padecía patologías o lesiones importantes.

Las evidencias de reproducción indican que la especie se encuentra bien aclimatada a las condiciones del Pla de Busa. Además, los ejemplares capturados mostraron en ambos sexos tamaños inferiores a los registrados por Arntzen & Olgun (2001), con longitud del cuerpo (SVL) promedio 8 mm inferior, y máxima más de 15 mm inferior (Tabla 1). Esto podría indicar que la población introducida está compuesta esencialmente por ejemplares jóvenes nacidos en esta misma localidad. Ello supondría que la población fue introducida hace un mínimo de entre dos y cinco años, que es el tiempo que tardan los tritones jóvenes en alcanzar la madurez sexual (Griffiths, 1995).

O. ophryticus es una especie originaria de la cuenca del Mar Negro (norte de Turquía, Armenia, Georgia y la Federación Rusa). La IUCN la ha catalogado como Casi Amenazado (NT) dado el rápido declive de sus poblaciones causado por la depredación por parte de mapaches (*Procyon lotor*) introducidos y por la recolección de ejemplares para el comercio de mascotas (Kurtuluş

et al., 2008). Las poblaciones naturales generalmente se encuentran en cotas superiores a los 1200 msnm, ocupando masas forestales de coníferas, de caducifolios o mixtas, por debajo de los prados alpinos (Griffiths, 1995; Kuzmin, 2005). Estas condiciones son muy parecidas a las existentes en el Pla de Busa, pequeño altiplano situado en el Prepirineo catalán, donde está presente un mosaico de prados y bosques de *Pinus sylvestris*, mezclados a veces con árboles planifolios, principalmente robles (*Quercus pubescens*), cerezos (*Prunus avium*) y arces (*Acer campestre* y *Acer opalus*), y con un sotobosque adhesionado por pastoreo de ganado vacuno. Las especies de anfibios que pueblan el Pla de Busa son *Alytes obstetricans*, *Pelodytes punctatus*, *Hyla meridionalis*, *Bufo bufo*, *Pelophylax perezi*, todas ellas observadas en la campaña de retirada de ejemplares, y *Salamandra salamandra* y *Calotriton asper*, ésta última presente en los canales que drenan el altiplano. Existe también una cita antigua e imprecisa de *Triturus marmoratus* (Borràs & Junyent, 1993) que no se ha podido corroborar tras repetidas visitas en los últimos años (Guixé *et al.*, 2008).

La introducción de especies fuera de su área de distribución natural representa, tras la pérdida de hábitat, la segunda causa de

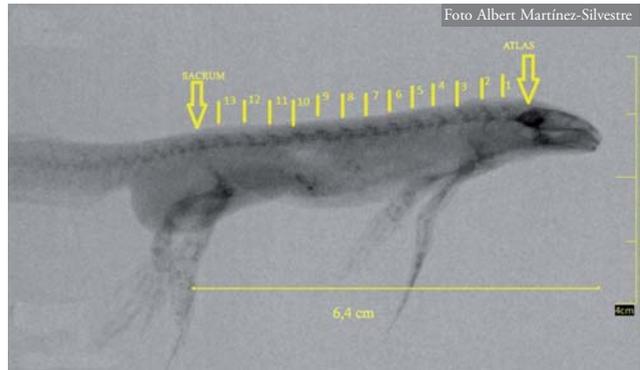


Figura 3. Radiografía de un macho de *O. ophryticus* donde se aprecian las 13 vértebras torácicas

amenaza de la biodiversidad global, con impactos negativos sobre las especies nativas por competencia, depredación, hibridación y contaminación genética, e introducción de agentes patógenos (Pleguezuelos, 2002). Los anfibios son especialmente sensibles a este último fenómeno, existiendo evidencias de que algunos anfibios exóticos han actuado como vectores, entre otros agentes, de *Batrachochytrium dendrobatidis*, hongo causante de la quitridiomycosis. Fisher & Gardner (2007) hacen una síntesis exhaustiva de evidencias de infecciones transmitidas por especies de anfibios, y sugieren que el comercio global de estos vertebrados está detrás de la emergencia de esta enfermedad a través de la difusión de ejemplares infectados por todo el mundo debida a la introducción accidental o voluntaria de algunos de estos ejemplares en la naturaleza, y la amplificación de la infección *ex situ* (laboratorios, comercios, etc.) seguida de la difusión de zoosporas infecciosas a través de la red de saneamiento. En este sentido, apuntan que la principal herramienta de conservación debería ser la prevención por medio de medidas más eficaces de cuarentena y comercio, y de desarrollo y cumplimiento de las leyes oportunas. Así mismo, Hoffman *et*

al. (2008) señalan que, ante la amenaza del establecimiento de una especie invasora, se deben tomar medidas directas de conservación, de control y erradicación, mediante la desecación de puntos de reproducción, captura directa o envenenamiento (e.g., con rotenona), entre otros métodos. Para garantizar el éxito de las medidas de control, además de un estudio justificativo previo, es importante actuar en fases tempranas de la introducción y planificar bien los recursos necesarios para su ejecución (Mack *et al.*, 2000). Precisamente con el objetivo de controlar la población de *O. ophryticus* localizada en el Pla de Busa, el Servei de Biodiversitat i Protecció dels Animals de la Generalitat de Catalunya ha programado una serie de cam-

pañas de captura de ejemplares en la Bassa de Ca l'Artiller y en charcas cercanas. La primera campaña se realizó el 23 de mayo de 2011 y se retiraron 30 ejemplares (18 hembras y 12 machos) con pesca eléctrica, *a priori* el método menos agresivo para la comunidad acuática de la charca.

AGRADECIMIENTOS: Agradecemos la colaboración del Servei de Biodiversitat i Protecció dels Animals de la Generalitat de Catalunya, en especial de E. Guinart, D. Martínez y C. Malo, del Cos d'Agents Rurals, de X. Sánchez y de la Clínica Veterinaria Capellades por la realización del estudio radiográfico, de los compañeros del Área de Biodiversidad del Centre Tecnològic Forestal de Catalunya, y de X. Tristany, A. Melero, J. Riu y D. Merino.

REFERENCIAS

- Arntzen, J.W. & Olgun, K. 2001. Taxonomy of banded newt, *Triturus vittatus*: morphology and allozyme data. *Amphibia-Reptilia*, 21: 155-168.
- Borràs, A. & Junyent, F. 1993. *Els vertebrats de la Catalunya Central: de la conca del Segre i de les valls -alta i mitjana- del Llobregat i del Cardener*. Edicions Intercomarcals. Manresa.
- Fisher, M.C. & Garner, T.W.J. 2007. The relationship between the emergence of *Batrachochytrium dendrobatidis*, the international trade in amphibians and introduced amphibian species. *Fungal Biology Reviews*, 21: 2-9.
- Guixé, D., Nicolau, J., Larruy, X., Colell, J., Rocaspana, R., Mañás, D. & Devis, J. 2008. *El Medi Natural del Solsonès. Vegetació, flora, fauna vertebrada i espais d'interès*. Publicacions i Edicions de la Universitat de Barcelona. Barcelona.
- Griffiths, R. 1995. *Newts and salamanders of Europe*. T & AD Poyser Ltd. London.
- Hoffmann, M., Church, D., Collins, J.P., Cox, N., Gascon, C., Mendelson, J.H., Moore, R.D., Stuart, S.N. & Zippel, K.C. 2008. Amphibian Conservation – Responding to the global decline of amphibians. 114-124. *In*: Stuart, S.N., Hoffman, M., Chanson, J.S., Cox, N.A., Berridge, R.J., Ramani, P. & Young, B.E. (eds.), *Threatened Amphibians of the World*. Lynx Edicions. Barcelona, Spain; IUCN, Gland, Switzerland; and Conservation International, Arlington, Virginia, USA.
- Kurtuluş O., Arntzen, J.W., Kuzmin, S., Papenfuss, T., Ugurtas, I., Tarkhishvili, D., Sparreboom, M., Anderson, S., Turiyev, B., Ananjeva, N., Kaska, Y., Kumlutaş, Y., Avci, A., Üzüim, N. & Kaya, U. 2008. *Ommatotriton ophryticus*. *In*: IUCN 2010. *IUCN Red List of Threatened Species. Version 2010.4*. <<http://www.iucnredlist.org>> [Consulta: 27 Mayo 2011].
- Kutrup, B. & Bülbül, U. 2011. Comparison of skeletal muscle protein bands and trunk vertebrae count between *Ommatotriton ophryticus nesterovi* and *O. o. ophryticus* populations in Turkey. *Turkish Journal of Zoology*, 35: 2-6.
- Kuzmin, S.L. 2005. *Ommatotriton ophryticus*. *In*: *AmphibiaWeb*. Berkeley, California. <<http://amphibia-web.org>> [Consulta: 27 Mayo 2011].
- Litvinchuk, S.N., Zuiderwijk, A., Borkin, L.J. & Rosanov, J.M. 2005. Taxonomic status of *Triturus vittatus* (Amphibia: Salamandridae) in western Turkey: trunk vertebrae count, genome size and allozyme data. *Amphibia-Reptilia*, 26: 305-323.
- Mack, R.N., Simberloff, D., Mark Lonsdale, W., Evans, H., Clout, M. & Bazzaz, F.A. 2000. Biotic Invasions: Causes, Epidemiology, Global Consequences and Control. *Ecological Applications*, 10: 689-710.
- Pleguezuelos, J. M. 2002. Las especies introducidas de anfibios y reptiles. 585. *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.

La Asociación Herpetológica Española agradece la ayuda prestada en la revisión de los manuscritos a los siguientes especialistas:

Fèlix Amat	Pedro Galán
Óscar Arribas	Luís García-Cardenete
Cesar Ayres	Enrique García-Muñoz
Juan F. Beltrán	Juan P. González de la Vega
Abel Bermejo	Antigoni Kaliontzopoulou
Albert Bertolero	Albert Martínez
David Buckley	Fernando Martínez-Freiria
Carles Carreras	José A. Mateo
Miguel Á. Carretero	Estrella Mociño
Francisco Ceacero	Albert Montori
Mariano Cuadrado	Neus Oromi
Carmen Díaz-Paniagua	Juan M. Pleguezuelos
Jesús Dorda	Raquel Ribeiro
Juan R. Fernández-Cardenete	Ricardo Reques

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>



