

Seguimiento de *Alytes dickhilleni*



Seguimiento de *Alytes dickhilleni*: Informe final

PROGRAMA SARE

Seguimiento de la herpetofauna española: desarrollo del programa de seguimiento general y seguimientos singulares



Asociación Herpetológica Española
Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente



GOBIERNO
DE ESPAÑA

MINISTERIO
DE AGRICULTURA, ALIMENTACIÓN
Y MEDIO AMBIENTE

PROGRAMA SARE

Seguimiento de la herpetofauna española: desarrollo del programa de seguimiento general y seguimientos singulares.

Serie:

Monografías SARE

Título:

Seguimiento de *Alytes dickhilleni* : Informe final.

Editores:

Jaime Bosch

Emilio González-Miras

Autores:

Eva M. Albert, Enrique Ayllón López, Elena Ballesteros Duperon, Javier Benavides Sánchez de Molina, Jaime Bosch, Lluís Brotons, Maribel Benítez, Francisco Ceacero Herrador, Miguel Angel Carretero, Alejandro Casas Criville, Manuel Chiroso, Jordi Cristóbal, Matias de las Heras, Pedro Domingo Martínez, Andrés Egea-Serrano, Alberto Escolano Pastor, Eduardo Escoriza, Marcos Ferrández Sempere, David García-Alonso, Luis García-Cardenete, Emilio González-Miras, Blas González Martínez, Mariano Guerrero Serrano, Pedro Luis Hernández Sastre, Gustavo A. Llorente, Armando Loureiro, Albert Montori, Juan Carlos Nevado, Juan Manuel Pleguezuelos, Ricardo Reques, Jorge Sánchez Baliebra, David Sanchez Ruiz, Nefalí Sillero, Miguel Tejado, Dani Villero.

Colaboradores:

Pedro Cánovas Moreno, Antonio García Romera, Pablo Toledo Monsonis, Antonio Bastida, Ana Ruiz, Itsaso Begofña, David Verdiell, Jesús Caravaca, Juan R. Fernández Cardenete, Javier Fuentes, Jose L. Esteban Sanchez, Octavio Jiménez Robles, Juan P. González de la Vega, Jose A. M. Barnestein, Maria T. Pérez García, Diego Castejón.

Coordinación desde el ministerio:

Ricardo Gómez Calmaestra

Subdirección General de Medio Natural

Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental y Medio Natural

Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente

Citar esta publicación como "Bosch, J. & González-Miras, E. (Editores). 2012. *Seguimiento de Alytes dickhilleni: Informe final*. Monografías SARE. Asociación Herpetológica Española - Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Madrid."

Editan:



Asociación Herpetológica Española
Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente

ISBN: 84-921999-5-4 - Depósito legal:

INDICE

Prólogo	09
Resumen	10
Summary	11
Introducción	13
Historia natural	17
Amenazas para su conservación	23
Situación general por provincias	25
Seguimiento a largo plazo de sus poblaciones	37
Poblaciones seleccionadas para su seguimiento anual	43
Distribución y análisis espacial	51
Variabilidad genética de <i>Alytes dickhilleni</i> en las Sierras de Cazorla, Segura y las Villas	60
Susceptibilidad a la quitridiomycosis	63
Iniciativas para la conservación	68
Actualización de la categoría de Conservación	74
Agradecimientos	76
A Mario García-París	77
Bibliografía	78

PRÓLOGO

Esta segunda monografía del Programa de Seguimiento de los Anfibios y Reptiles de España (SARE) está dedicada al sapo partero bético (*Alytes dickhilleni*). Es un endemismo escaso, otra de las joyas de nuestra fauna que, por desgracia, se encuentra actualmente amenazada. En consecuencia, ha sido catalogada como “Vulnerable” en el Catálogo Español de Especies Amenazadas y debe recibir una atención especial. De hecho, según establece la normativa vigente (Ley 42/2007, Real Decreto 139/2011), su estado de conservación debe ser evaluado periódicamente –cada seis años- y debe contar con planes de conservación en todas las comunidades autónomas donde se encuentra.

Todas estas obligaciones legales son razón más que suficiente para justificar la elaboración de una monografía como la que aquí tengo el placer de prologar, fruto del excelente trabajo de los miembros de la Asociación Herpetológica Española (AHE). Los datos obtenidos serán de gran utilidad al Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, así como a las comunidades autónomas con poblaciones de sapo partero bético para avanzar en el cumplimiento de los objetivos antes indicados de cara a su conservación.

Sin embargo, no quiero dejar pasar esta oportunidad sin señalar que, además de facilitar estos objetivos formales, me gustaría que esta monografía también sirviera -como todos los trabajos elaborados por la AHE en el marco del Programa SARE- para reivindicar mayor atención y medios hacia la conservación de los anfibios y reptiles en España. Su singularidad, interés científico, el papel que desempeñan en los ecosistemas y las numerosas amenazas que afrontan así lo aconsejan.

Como todos sabemos, la herpetofauna, en general, no es un grupo con especies emblemáticas. Pero la madurez ambiental de una sociedad se puede medir por el conocimiento que tiene sobre su biodiversidad, especialmente por sus especies menos emblemáticas. Esta madurez ambiental -que aspiramos España alcance plenamente algún día cercano- es una de las mayores esperanzas para la conservación de nuestra excepcional biodiversidad. Sin duda, trabajos como esta monografía contribuyen de manera muy relevante a que ese día pueda estar más cerca.

Ricardo Gómez Calmaestra

Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental y Medio Natural
Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente

RESUMEN

Se presentan los resultados del proyecto de seguimiento del sapo partero bético (*Alytes dickhilleni*) llevado a cabo por la Asociación Herpetológica Española (AHE) durante los años 2009 y 2010. Se trata de una especie endémica de unos pocos sistemas montañosos del sureste de la Península Ibérica que fue descrita hace relativamente poco tiempo. El presente estudio pretende contribuir a suplir la falta de información existente sobre su biología, distribución y conservación de la especie.

Durante el muestreo de campo, realizado entre octubre de 2009 y septiembre de 2010, se muestrearon más de 500 masas de agua. Se ha podido comprobar que la especie se reproduce actualmente en un mínimo de 330 puntos de agua, distribuidos en 99 cuadrículas UTM 10 x 10 Km y, aunque han aparecido nuevas localidades para la especie, también hemos constatado su desaparición en, al menos, 20 cuadrículas UTM 10 x 10 Km desde el pasado inventario.

La especie presenta un amplio espectro ecológico, encontrándose en multitud de hábitats y en un amplio rango altitudinal, desde prácticamente el nivel del mar hasta más de 2500 m de altura. Sin embargo, un análisis en detalle de su distribución revela que actualmente el sapo partero bético se distribuye, preferente, en zonas altas de montaña, por lo general en zonas de fuerte pendiente. Este cambio podría explicarse por la transformación sufrida por las zonas bajas y de valle en los últimos tiempos.

Este estudio también pone de manifiesto como actualmente la especie se reproduce fundamentalmente en lugares modificados por el hombre y que suelen estar sujetos a un manejo intenso. Comprobamos, además, que las poblaciones son por lo general muy pequeñas, y que la mayor parte de ellas se encuentran aisladas entre sí. Teniendo en cuenta que la especie podría ser una de las más sensibles al cambio climático, y que durante el estudio detectamos varias poblaciones infectadas por el hongo patógeno causante de la quitridiomycosis (*Batrachochytrium dendrobatidis*), al que la especie parece ser especialmente susceptible, el futuro del sapo partero bético parece poco halagüeño.

Sin embargo, en este trabajo también se recogen las iniciativas de conservación llevadas a cabo en favor de la especie, y se comprueba como la adopción de medidas sencillas y baratas, como son la creación, restauración y protección de sus medios reproductivos, permiten la recuperación de muchas poblaciones.

Por último, y con toda la información recogida en este trabajo, proponemos que el estatus de conservación de la especie se revise, pasando de Vulnerable a En Peligro según criterios de la IUCN.

Palabras clave: *Alytes dickhilleni*, sapo partero bético, Alytidae, historia natural, distribución, seguimiento, conservación.

SUMMARY

We present the results of the Betic midwife toad (*Alytes dickhilleni*) monitoring project carried out by the Spanish Herpetological Association (AHE) during 2009 and 2010. The species is endemic to a few mountain ranges in the southeastern Iberian Peninsula and was described relatively recently. This work addresses the lack of information available on the biology, distribution and conservation status of the species.

During the field survey, conducted between October 2009 and September 2010, we sampled more than 500 water bodies. We show that the species is currently present in at least 330 water bodies across 99 UTM 10 x 10 km grid squares and, although we describe new localities for the species, it also disappeared from at least 20 UTM squares since the last survey.

The species has a wide ecological range. It inhabits many habitats and a wide range of altitudes, from almost the sea level to over 2500 m. However, a detailed analysis of its distribution shows that the Betic midwife toad currently occurs mainly in high mountain areas with steep slopes. This change could be motivated by the transformation undergone by the lowlands and valleys in recent times.

This study also shows how the species currently breeds primarily in human-modified areas, which are often subject to intensive management. We also note that populations are usually very small, most of them are isolated from each other. As the species may be very sensitive to climate change, and during the survey we detected several populations infected by the fungal pathogen causing chytridiomycosis (*Batrachochytrium dendrobatidis*), the species appears to be particularly vulnerable and the future of the Betic midwife toads does not look very promising.

On the other hand, we refer to the conservation initiatives undertaken for the species and show how the adoption of simple and inexpensive measures, such as the creation, restoration and protection of their reproductive spots, allow the recovery of many populations.

Finally, with all the information contained in this study, we propose a change in the conservation status of the species, from Vulnerable to Endangered, according to IUCN criteria.

Keywords: *Alytes dickhilleni*, Betic midwife toad, Alytidae, natural history, distribution, monitoring, conservation.

Capítulo 1. Introducción

Ricardo Reques¹ y Juan Manuel Pleguezuelos²

¹ OrniTour s.l.; Estación Biológica de Doñana, CSIC

² Universidad de Granada

El género *Alytes* Wagler 1830, incluye a un grupo antiguo de anfibios anuros pues hay registros de fósiles de hace 15 millones de años (Maxson & Szymura, 1984) y, probablemente, divergieron de otros Alytidae antes del Cretácico Superior (Sanchíz, 1998). Se conocen con el nombre de sapos parteros, debido a que los machos enrollan las hileras de huevos entre sus patas traseras, con lo cual parece que están ayudando a la hembra en el momento de la puesta. Actualmente se reconocen dentro de *Alytes* cinco especies (Figura 1), pero hasta la década de los 70 del pasado siglo sólo se identificaban dos, el sapo partero común, *A. obstetricans*, de amplia distribución en Europa Occidental, y el sapo partero ibérico, *A. cisternasii*, endemismo ibérico-occidental descrito por E. Boscá en el último cuarto del siglo XIX. Hacia finales de la década de los 70 del pasado siglo se descubre viva una forma poco antes descrita como fósil en Mallorca, el ferreret, *A. muletensis* (Alcover & Mayol, 1980; Sanchíz & Adrover, 1981). En un principio esta especie se incluyó en un género propio, *Baleaphryne*, por lo que la combinación nomenclatural actual tiene poco más de 10 años. En 1995, gracias a estudios de electroforesis de enzimas, se describen los sapos parteros de las Sierras Béticas como especie diferenciada, *A. dickhilleni* (Arntzen & García-París, 1995) y, poco después, cuando se secuencian el ADN de los presentes en África, también son elevados a rango específico como sapo partero marroquí, *A. maurus* (Martínez-Solano *et al.*, 2004) aunque, por un error de etiquetas, fue previamente considerado como una forma de *A. obstetricans*.

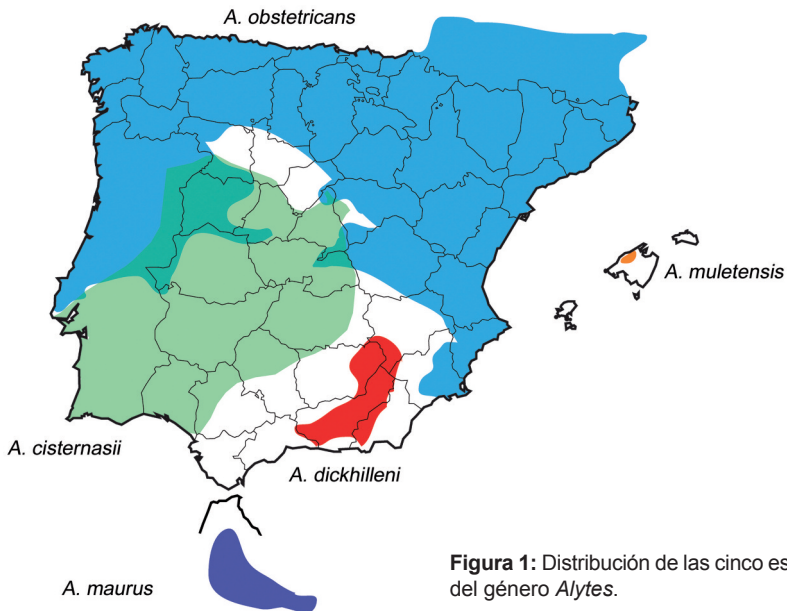


Figura 1: Distribución de las cinco especies del género *Alytes*.

La historia evolutiva del género ha tenido lugar en el estrecho territorio del Mediterráneo Occidental y es reflejo de la apasionante paleogeografía de esta región desde el Mioceno. Una forma ancestral podría estar en la Península Ibérica desde el Mioceno Inferior. La diferenciación más antigua corresponde al linaje que dio lugar a *A. cisternasii* (subgénero *Ammoryctis*), que evolucionó en el oeste ibérico hacia formas cavadoras, entre 18,5-12,8 Ma (Figura 2; Altaba, 1997; Martínez-Solano *et al.*, 2004). Durante la crisis del Tortonense, entre 11,6-7,2 Ma, una forma primitiva y generalista del género pudo distribuirse desde el SW de Europa hacia el NW de África gracias a la conexión terrestre entre estos continentes, pues el macizo Bético-Rifeño acababa de situarse en su posición actual (Figura 2). Posteriormente, la transgresión marina norbética probablemente fue el evento vicariante que separó a los *Alytes* septentrionales (subgénero *Alytes*) de los meridionales (subgénero *Baleaphryne*; Figura 2). Durante el Mesiniense (7,2-5,3 Ma), las Sierras Béticas y el Rif formaron un archipiélago con islas rodeadas de un mar que actuaba como barrera para los anfibios. Allí pudieron evolucionar por vicarianza especies nuevas. *Alytes dickhilleni* quedó restringido en las Sierras Béticas, y *A. maurus* al norte de África, según el reloj molecular entre 5,6-3,8 Ma, aunque lo más probable es que ocurriera hace 5,3 Ma, cuando el Medi-

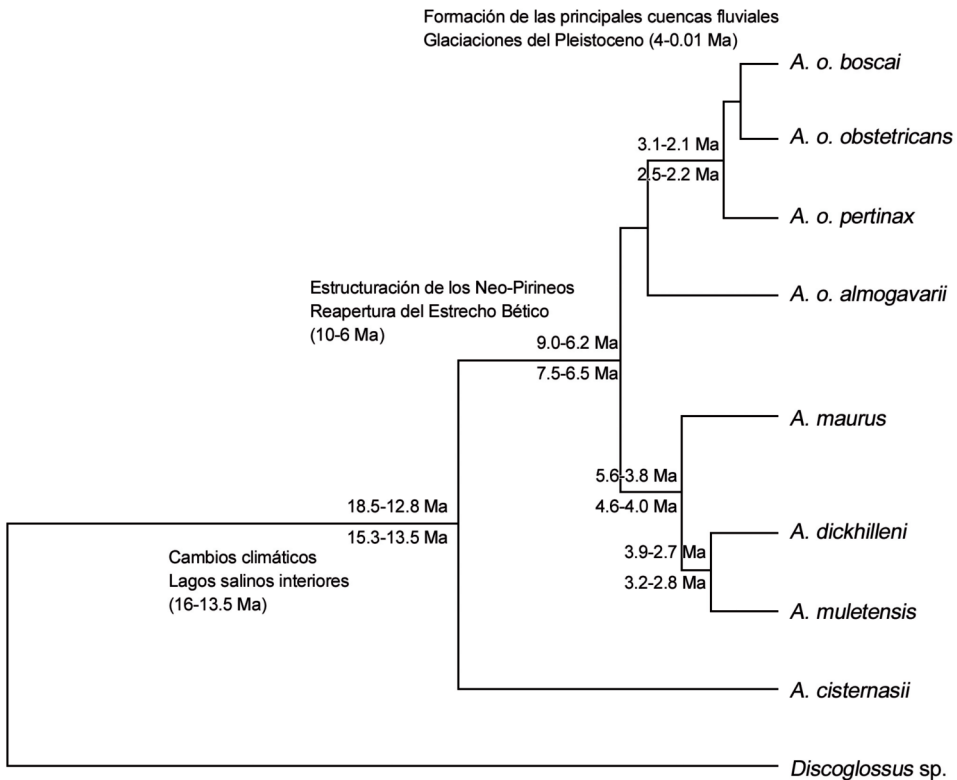


Figura 2: Relaciones filogenéticas dentro de *Alytes*. En los nodos se muestran las estimas temporales para las divergencias, así como los supuestos eventos vicariantes que dieron lugar a estas divergencias. Modificado de Martínez-Solano *et al.* (2004).

terráneo volvió a llenarse (Figura 2). La última diversificación ocurriría hace 3 Ma, gracias a dispersión marina desde las Sierras Béticas hacia las Islas Baleares (Martínez-Solano *et al.*, 2004), aunque también es posible que ocurriera hace 5,3 Ma, dando origen a *A. muletensis*, con evolución hacia una morfología más grácil y trepadora (Figura 2; Martínez-Solano *et al.*, 2004). Por tanto, el sapo partero balear es el más cercano al sapo partero bético (García-París & Arntzen, 1997; Fromhage *et al.*, 2004) aunque estas relaciones entre *dickhilleni-maurus* y *muletensis* no están aún del todo resueltas. Estas cinco especies tienen una morfología externa y unos hábitos reproductores muy similares, pero las diferencias genéticas y anatómicas ponen en evidencia su separación específica (García-París *et al.*, 2004). Recientemente, el análisis del ADN nuclear ha mostrado un modelo evolutivo más complicado que el reflejado por el ADN mitocondrial, con un patrón de evolución reticular dentro del género (Gonçalves *et al.*, 2007).

Los sapos parteros tienen un aspecto rechoncho, pupila vertical y una piel áspera por ser de hábitos terrestres, pero lo más característico es su modo de reproducción. Durante el apareamiento, que se produce en tierra, las hembras transfieren a los machos los huevos fertilizados y estos los portan, enredados entre sus patas traseras, durante un periodo aproximado de un mes, hasta que las larvas están completamente formadas dentro de los huevos (Márquez, 1992). Entonces el macho se acerca al agua de arroyos, abrevaderos o charcas, para liberar a los renacuajos. Es una forma de cuidado parental única entre los anfibios cuyo origen evolutivo es desconocido; de hecho, las especies emparentadas con *Alytes* dentro de Alytidae, realizan las puestas en el agua y no muestran cuidado parental (Wells, 2007).

El sapo partero bético es endémico de unos pocos sistemas montañosos del sureste de la Península Ibérica, su distribución es una de las más restringidas entre los anfibios ibéricos y tiene carácter relicto. Está presente en la Sierra de Alcaraz (Albacete), Sierras de Revolcadores, Villafuerte, La Muela, Los Álamos, El Gavilán, El Buitre y Espuña (Murcia), y en Andalucía en las Sierras de Segura, Cazorla, Castril, Mágina, Filabres, Sierra Nevada, Baza, Gádor, María, Estancias, Tejeda y Almirajara, así como otras localidades de Jaén, Granada y Málaga (Tejedo *et al.*, 2003; Reques *et al.*, 2006; González-Miras & Nevado, 2008; Escoriza, 2010b). La mayor parte de las poblaciones (82 %) se sitúan dentro de la Comunidad Autónoma de Andalucía (Reques *et al.*, 2006), quedando un 13,4 % para Castilla La Mancha y 4,6 % para la Región de Murcia.

Por su particular fenología de la reproducción, el sapo partero bético actualmente está vinculado a hábitats de montaña, con poblaciones que llegan hasta los 2510 msnm en Sierra Nevada (Caro *et al.*, 2010); también se conocen poblaciones cerca del nivel del mar, en las provincias de Málaga y Granada. Utilizan para su desarrollo larvario los escasos puntos de agua permanentes o semipermanentes en su área de distribución, tanto naturales (ej. arroyos) como artificiales (ej. albercas). Suelen ser lugares de aguas limpias donde, en determinados años, llegan a invernar (las bajas temperaturas ralentizan las tasas de crecimiento y de desarrollo larvario de anfibios; Wells, 2007). Se pueden encontrar tanto en zonas con cobertura arbórea como desprotegidas de vegetación, y tanto en espacios

bien conservados como en otros fuertemente transformados por el hombre. En Andalucía, al menos un 40 % de las poblaciones conocidas están dentro de la Red de Espacios Naturales Protegidos (Tejedo *et al.*, 2003), lo que garantiza, en parte, que no van a producirse cambios importantes en el uso de suelo en un plazo medio o largo que puedan comprometer la conservación de la especie.

Considerada Vulnerable a la extinción según los criterios de la UICN a las escalas global y regional de España, Andalucía, Murcia y Castilla La Mancha (Franco & Rodríguez 2001; García-París & Arntzen 2002; Pleguezuelos *et al.*, 2002; López de Carrión *et al.*, 2006; Egea-Serrano *et al.*, 2007; Bosch *et al.*, 2008), presenta en la actualidad serios problemas de conservación por la elevada fragmentación demográfica y el aislamiento genético de sus poblaciones (García-París & Arntzen, 2002; Tejedo *et al.*, 2003). Las poblaciones son muy pequeñas en número de reproductores (muchas con menos de 10 individuos adultos) y muy dependientes de medios artificiales como fuentes, albercas y manantiales con agua permanente. Esta relación de dependencia con estos medios artificiales hace que las poblaciones puedan desaparecer cuando el hombre altera sus condiciones hídricas, algo más probable de ocurrir que en medios naturales. Un factor intrínseco de la especie, lo dilatado de su fase larvaria, con poblaciones montañas cuyas larvas invernan y tardan en torno a un año en metamorfosear, la convierten en proclive a la extinción, pues cada vez se encuentran menos puntos de reproducción cuyo hidroperiodo se extienda durante todo el año. Algunos de estos medios sufren un manejo intensivo por el hombre que no suele favorecer a esta especie y otros se están perdiendo por abandono o sustitución por medios no tradicionales, poco adecuados para la reproducción de este sapo (Tejedo *et al.*, 2003; Reques *et al.*, 2006; Caro *et al.*, 2010).

En los últimos años se han puesto en marcha programas de seguimiento y varias iniciativas de conservación activa de la especie, entre las que destaca la dirigida por la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía o la iniciada por el Parque Natural de Los Calares del Río Mundo y de la Sima en Albacete. Algunas medidas de sencilla ejecución, como el arreglo de fuentes, el acondicionamiento o la instalación de nuevos abrevaderos que garanticen la permanencia con agua al menos durante todo el periodo larvario, se han demostrado muy eficaces para recuperar poblaciones (Reques *et al.*, 2010). Los programas de seguimiento a medio y largo plazo son imprescindibles para conocer las tendencias de las poblaciones, identificar aquellas que más riesgo tienen de desaparecer y optimizar las acciones de recuperación. La Asociación Herpetológica Española (AHE) y el Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente han iniciado un ambicioso proyecto para el seguimiento sistemático de anfibios y reptiles en toda España que ya ha empezado a dar interesantes resultados. Además, se están realizando muestreos más específicos para especies amenazadas, como es el caso del sapo partero bético. De este trabajo y de lo que hasta ahora se ha obtenido se habla detalladamente en las siguientes páginas.

Capítulo 2. Historia Natural

Emilio González-Miras¹, Luis Garcia-Cardenete¹ y Miguel Tejado²

¹ Agencia de Medio Ambiente y Agua. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía

² Estación Biológica de Doñana, CSIC

Introducción

Aunque han pasado ya más de quince años desde que el sapo partero bético (*Alytes dickhilleni*) fuera descrito como nueva especie (Arntzen y García-Páris, 1995) apenas se ha avanzado en el conocimiento sobre su biología, siendo aún bastante desconocidos multitud de sus requerimientos ecológicos.

En los últimos años son abundantes los trabajos aparecidos sobre su distribución y conservación (Tejado *et al.*, 2003; Fernández-Cardenete *et al.*, 2000; París *et al.*, 2002; Escoriza, 2004; Torralva *et al.*, 2005; Ceacero *et al.*, 2007; González-Miras & Nevado, 2008) mientras que sobre su ecología los estudios son mucho más escasos tratando, por lo general, aspectos muy concretos de su biología reproductiva (Márquez & Bosch, 1996; Guerrero *et al.*, 1999; Egea-Serrano



Figura 3: Ejemplar adulto de sapo partero bético.

et al., 2006a) o bien están referidos a un área geográfica muy localizada (Antúnez *et al.*, 1982; Martínez-Solano *et al.*, 2003; Egea-Serrano *et al.*, 2005d).

Esto contrasta con el interés suscitado por la especie. El sapo partero bético es el tercer anfibio endémico ibérico con una menor área de distribución y uno de los anfibios europeos en mayor peligro, siendo considerado especie Vulnerable por la IUCN, Vulnerable B2ab (iii,iv) (Bosch *et al.*, 2008)

Con el objetivo de suplir esta falta de información en el presente capítulo se hace una recopilación de diferentes aspectos de su biología y se aportan datos inéditos generales recogidos en el seguimiento realizado para la especie en los diez últimos años, así como información sobre los diversos tipos de masas de agua muestreados durante la temporada 2009-2011.

Hábitat

El sapo partero bético ocupa principalmente terrenos forestales (66 % de los contactos), aunque también es posible encontrarlo en zonas de cultivo (19 %), zonas de escasa cobertura vegetal (10 %), bosques de galería (4 %) e incluso alrededor de zonas habitadas (1 %). Aparece en terrenos calizos, silíceos, arcillosos y margosos, desde los 79 msnm en Nerja (Málaga) hasta los 2510 en Sierra Nevada (Granada), en áreas cuya pluviometría oscila entre los 300 y 1500 mm anuales (Tejado *et al.*, 2003).

Su hábitat natural de reproducción lo constituyen charcas y arroyos de montaña, siendo estos seleccionados cuando están disponibles (García-París *et al.*, 1993; Egea-Serrano *et al.*, 2006a), si bien puede utilizar para su desarrollo larvario cualquier tipo de medio acuático, siempre que éste mantenga agua de forma permanente o semipermanente y no estén excesivamente contaminados. Es común por tanto encontrarlo asociado a medios artificiales como abrevaderos, albercas, fuentes e incluso aljibes cubiertos.

Actualmente, y debido muy probablemente al deterioro de los hábitats naturales, muchas de las poblaciones de *A. dickhilleni* se ven forzadas a reproducirse en este tipo de ambientes. En los muestreos realizados para el presente trabajo, el 79,1 % de las poblaciones se encontraban asociadas a medios artificiales y un 20,9 % a medios naturales, si bien esto puede deberse en parte a un defecto de muestreo, ya que las poblaciones naturales son más difíciles de localizar.

Esto es especialmente reseñable en las montañas áridas de Almería, Granada y Murcia, donde los arroyos permanentes son escasos o bien fueron históricamente canalizados mediante acequias. En estas áreas los medios artificiales son seleccionados por encima de los naturales, en contra de lo observado para las sierras húmedas (Figura 4).

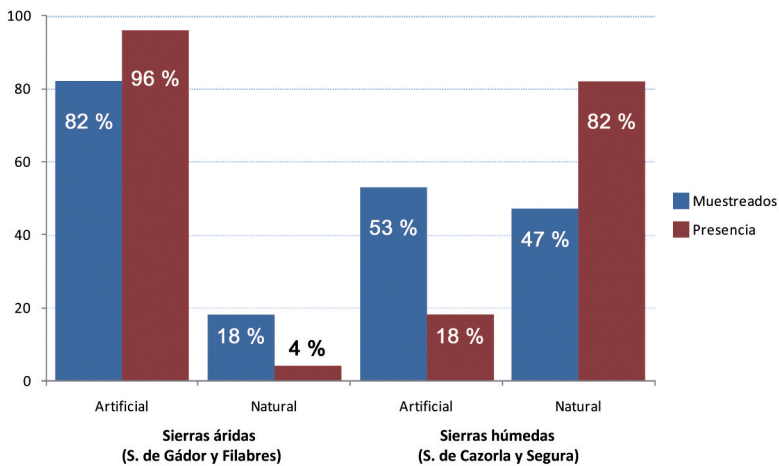


Figura 4: Tipología de los medios muestreados y usados por *Alytes dickhilleni* para su reproducción en sierras áridas (izquierda) y húmedas (derecha). Los datos de Cazorla y Segura pertenecen a García-París *et al.*, 1992. Para los de Sierra de Gádor y Filabres se han utilizado datos no publicados de E. González-Miras.

Actividad

Como la mayoría de los anfibios de su área geográfica, los adultos de *A. dickhilleni*, son principalmente nocturnos, pasando gran parte del día en el interior de sus refugios, que suelen ser grietas en rocas y huecos en taludes terrosos o muros cercanos a los puntos de agua en los que se reproduce. También es frecuente encontrarlos bajo piedras o troncos, ya sea solos o en grupos de varios individuos, en ocasiones junto a otras especies de anfibios.

Los machos empiezan a cantar con su suave silbido característico aproximadamente media hora antes del anochecer, aunque en los días nublados o lluviosos, o durante los picos de actividad reproductora, también pueden hacerlo de día.

En las zonas de baja altitud los adultos parecen estar activos durante todo el año, mientras que en la alta montaña, donde las condiciones climáticas son más severas, la actividad se puede restringir a los meses de marzo a octubre.

Alimentación

Los adultos se alimentan de invertebrados. Los contenidos estomacales de cuatro machos encontrados muertos en Almería revelaron que la dieta está conformada principalmente por hormigas (28 %), arañas (19 %), coleópteros (11 %), miriápodos (4 %) y hemípteros (4 %). De los cuatro individuos analizados, uno presentaba el estomago prácticamente vacío, lo que sugiere a una disminución en la alimentación de los machos durante el periodo que se hacen cargo de la puesta.

Las larvas se alimentan principalmente de algas, aunque no desdeñan cualquier tipo de materia orgánica que cae al agua. Además no es raro verlas filtrando agua en la superficie.

Reproducción y desarrollo

La época reproductora es variable en función del área geográfica y de la altitud. En Sierra Tejeda los machos cantan desde mediados de diciembre hasta mitad de agosto (Antúnez *et al.*, 1982), en Sierra de Alcaraz lo hacen de marzo a agosto (Martínez-Solano *et al.*, 2003), mientras que en Sierra de Segura se escuchan incluso hasta octubre, aunque la actividad es mucho más reducida que en los meses previos (L. García-Cardenete datos no publicados).

Los adultos reproductores cantan en tierra y suelen hacerlo cerca de los puntos de agua donde se desarrollan las larvas. En tres localidades de Almería se ha medido la distancia a la que cantaban los machos, observándose que estos se encontraban a una distancia media de 29,8 m del agua (N = 31; Rango: 1,4 - 93,5 m), si bien las distancias medias variaron de manera significativa entre localidades. Esto parece estar relacionado con la disponibilidad de refugios, pues la mayoría de los machos que fueron descubiertos mientras cantaban lo hacían desde estos o junto a ellos.

Durante el amplexo, que igualmente tiene lugar en tierra, la hembra transfiere al macho un cordón de unos 35 - 40 huevos de media para que este los fecunde. Como en el resto de sapos parteros, tras la fertiliza-



Figura 5: Tras la fertilización de los huevos el macho se hace cargo de la puesta.

ción de los huevos, el macho se hace cargo de la puesta, transportándola entre sus patas traseras durante varias semanas. La mayoría cargan con más de una puesta, en ocasiones hasta tres, procedentes de diferentes hembras. En Andalucía los machos portan como media 74,6 huevos (28 - 149), la tasa de fecundidad es del 93,3 % y la de eclosión del 87,9 % (N = 75 puestas), aunque se han encontrado grandes diferencias entre áreas geográficas, lo que parece relacionarse con el tamaño de las poblaciones (E. González-Miras & L. García-Cardete, datos no publicados).

Transcurrido aproximadamente un mes desde el amplexo, los machos se acercan al agua para depositar las puestas, liberándose las larvas ya desarrolladas. En el agua se observan puestas ya eclosionadas desde mediados del mes de abril hasta septiembre, siendo el pico de reproducción en la mayoría de las localidades entre mayo y junio. No se ha observado reproducción otoñal ni invernal (Martínez-Solano *et al.*, 2003; Egea-Serrano *et al.*, 2005d; datos propios), aunque no se descarta que ésta se produzca en zonas de menor altitud o en determinados años con climatología más benigna.

En un mismo cuerpo de agua pueden verse puestas a lo largo de varios meses, lo que podría deberse a una reproducción asincrónica entre los individuos de una misma población o más probablemente a la consecución de varios eventos reproductivos, uno al principio de la primavera y otro en verano.

Nada más eclosionar las larvas, éstas nadan libremente y a las pocas horas se las puede ver alimentarse. En los puntos de agua en los que se reproduce, *A. dickhilleni* suele ser la especie más frecuente. Por lo general se la encuentra sola (56 %), pero también compartiendo hábitat con otras siete especies de anfibios, siendo la rana común (*Pelophylax perezi*) la especie con la que coexiste con más frecuencia y el tritón pigmeo (*Triturus pygmaeus*) con la que menos (Figura 5).

Las relaciones ecológicas con estas siete especies de anfibios son diferentes. Así mientras que, por ejemplo, las larvas de *Salamandra salamandra* pueden preñar sobre larvas pequeñas de sapo partero bético, otras especies parecen evitar

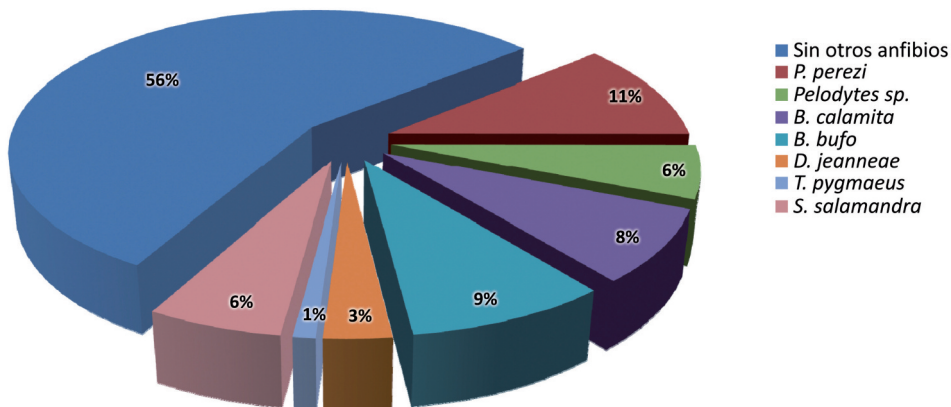


Figura 6: Porcentaje de aparición de otras especies de anfibios con las que el sapo partero bético, aparece compartiendo hábitat reproductivo (N = 206).

la presencia de larvas de *A. dickhilleni*, quizás por el mayor tamaño de éstas, especialmente las larvas hibernantes, que pueden ser fuertes competidoras. Hemos podido observar que cuando el sapo común coincide con el sapo partero bético en un abrevadero, aquel intentará, si es posible, depositar sus huevos en un lugar distinto al que se encuentran las larvas del partero (datos no publicados).

El periodo larvario es muy variable, entre 3 y 16 meses (E. González-Miras, datos no publicados), siendo más prolongado en zonas de alta montaña. En Andalucía, en aquellos lugares que fueron muestreados tanto en invierno como en primavera (N = 71), se pudo comprobar que en el 68 % de las localidades hay larvas durante todo el año. Según Martínez-Solano *et al.* (2003), la presencia de larvas invernantes en un punto de agua concreto parece depender de la tipología del medio que utilizan. De este modo, en lugares poco profundos, las larvas se desarrollan al mismo tiempo que crecen y metamorfosean a final del verano, mientras que en zonas donde la profundidad es mayor, las larvas crecen más, pero se desarrollan más lentamente, por lo que probablemente pasaran el invierno en el agua. Aparte de esto, según nuestros datos, otros factores tales como la temperatura del agua, la densidad larvaria y la presencia de depredadores, parecen ser también cruciales para explicar la presencia de larvas invernantes.

Durante el invierno las larvas detienen por completo su desarrollo y crecimiento, aunque siguen activas, por lo que no es raro observarlas nadando por debajo de una gruesa capa de hielo.

Se han observado metamórficos de marzo a noviembre, aunque en la mayoría de los lugares se ven entre julio y octubre (Martínez-Solano *et al.*, 2003; Egea-Serrano *et al.*, 2005d; E. González-Miras & L. García-Cardenete, datos no publicados). El tamaño (longitud hocico-cloaca) y el peso de estos, puede variar considerablemente de unas localidades a otras. Así mientras que en una localidad de Cazorla midieron entre 15 y 16 mm y pesaron entorno a 0,5 gr, en otra de Almería el tamaño varió entre 19 y 21 mm y el peso rondó los 0,9 gr (E. González-Miras, datos no publicados).

Depredadores

Entre los depredadores larvarios destacan las culebras de agua. En varias ocasiones se ha podido comprobar cómo un único ejemplar de *Natrix maura* puede acabar con toda la población de larvas de un abrevadero en pocos días. Igualmente, *Natrix natrix*, muy escasa y puntual en el sureste ibérico, muestra



Figura 7: Las culebras del género *Natrix* son los mayores depredadores de larvas.

una significativa sintopía con *A. dickhilleni* en esta zona (González-Miras *et al.*, 2008). Gran parte de las observaciones de ejemplares juveniles de este ofidio, se han realizado en localidades en las que el sapo partero era el único o el principal anfibio que se reproducía en ellas (L. García-Cardenete, datos propios).

También las larvas de salamandra y de odonatos deben ser importantes depredadores larvarios. En algunas balsas y abrevaderos con alta densidad de estos invertebrados se ha encontrado que un porcentaje importante de las larvas presentaban amputaciones de parte de la cola. También se ha observado a notonectas y larvas de ditiscidos, depredando sobre larvas de este anfibio. No se dispone de información sobre los depredadores potenciales de los individuos adultos.

Estructura y dinámica poblacional

No se tienen datos sobre la estructura de edad de ninguna población de *A. dickhilleni*. Como en otras especies de *Alytes*, la longevidad máxima podría estar alrededor de los 6-7 años (Márquez *et al.*, 1997; Bush, 1993), aunque el hecho de que en un punto aislado de la Sierra de los Filabres, que estuvo sin agua durante nueve años, se hallaran dos puestas a los pocos meses de ser restaurado, hace pensar que podrían vivir incluso más años.

Los adultos viven en pequeñas colonias alrededor del lugar en que se reproducen. Mientras que en zonas húmedas la dispersión entre poblaciones es alta (ver Capítulo 8), no parece suceder lo mismo en lugares áridos, donde por otro lado el número de individuos es bajo. Durante el programa de seguimiento y restauración de hábitats reproductivos desarrollado en la Sierra de los Filabres de Almería durante diez años, de los puntos creados nuevos o restaurados únicamente fue colonizado el 52 %, la mayoría situados a una distancia inferior a 1000 m de poblaciones reproductivas (Figura 8).

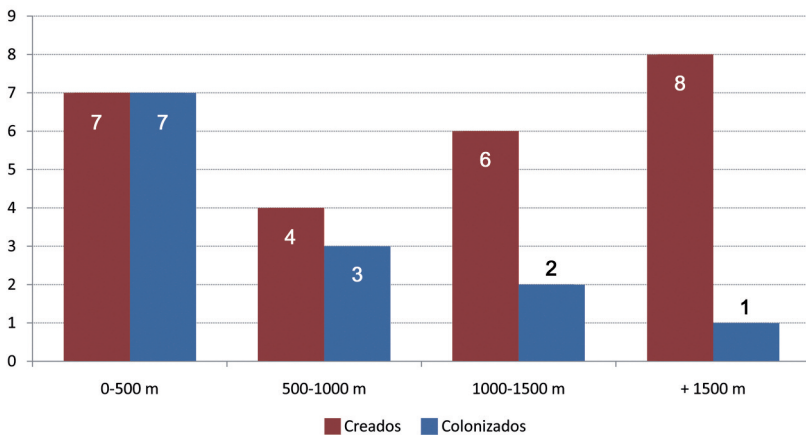


Figura 8: Puntos de agua creados y colonizados en la Sierra de los Filabres en el periodo 2001-2011 en función de su distancia a poblaciones reproductivas de *A. dickhilleni*.

Capítulo 3. Amenazas para su conservación

Emilio González-Miras¹ y Jaime Bosch²

¹ Agencia de Medio Ambiente y Agua. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía

² Museo Nacional de Ciencias Naturales, CSIC

Actualmente la pérdida o transformación de los hábitats acuáticos por la extracción de agua para suministro humano y la agricultura constituye la principal amenaza para esta especie (García-París & Arntzen, 2002; Torralva *et al.*, 2005; Bosch *et al.*, 2008). A lo largo de toda su distribución, pero especialmente en la sierras más áridas, la escasez o el deterioro de los hábitats naturales (arroyos y manantiales) han llevado a la especie a refugiarse en estructuras artificiales derivadas del uso del agua (abrevaderos, albercas, fuentes), haciéndola muy vulnerable a las interferencias humanas.

Este tipo de medios son manejados con frecuencia, siendo comunes las limpiezas y vaciados periódicos, el lavado de materiales agrícolas, la contaminación por desperdicios, incluso la introducción de especies alóctonas (peces y cangrejos). En otros casos, estas estructuras tradicionales han sido transformadas. Muchos estanques han sido reconvertidos en aljibes y las tradicionales albercas de tierra han sido transformadas en modernas balsas de plástico o de altos muros de cemento, impidiendo todo esto la entrada, pero sobre todo la salida de adultos y metamórficos por lo que muchos de ellos mueren ahogados. En la Sierra de Segura, S. de Baza y S. de Castril, muchos abrevaderos tradicionales (tornajos) están siendo sustituidos por abrevaderos metálicos de patas elevadas, y en Sierra Nevada las tradicionales acequias de tierra están siendo entubadas, perdiéndose en ambos casos estos puntos para la reproducción al impedirse el acceso de los machos para soltar las puestas.



Figura 9: Balsa forestal en Moratalla convertida en aljibe.

Aunque el manejo y la transformación pueden constituir un grave problema, también lo es su abandono. En algunas zonas como la Sierra de los Filabres, el Parque Nacional de Sierra Nevada o la comarca del Noroeste murciano, el declive de la agricultura de montaña y del pastoreo ha llevado a que muchas de estas estructuras se encuentren muy deterioradas perdiendo su capacidad para retener agua, actuando algunas incluso como trampas mortales al llenarse solo parcialmente (González-Miras *et al.*, 2003; Caro *et al.*, 2010; Escoriza, 2010a)

La distribución restringida de la especie, el bajo número de efectivos de la mayoría de las subpoblaciones y el aislamiento entre ellas constituye el otro destacable factor de amenaza. Este problema es especialmente importante en algunos lugares como la Sierra de Lucar, S. de Estancias, S. de María y S. Espuña. En cada uno de estos macizos tan solo quedan uno o dos puntos de reproducción, lo que las hace muy sensibles a su desaparición por procesos estocásticos.

Las transformaciones en el medio terrestre constituyen una amenaza importante en algunas zonas como el sur de Jaén o la parte occidental de Granada, donde valiosas zonas naturales han sido transformadas en zonas de cultivo (olivos). Del mismo modo, las intensas repoblaciones con pinos acaciaes en el siglo pasado en muchos de los macizos montañosos en los que la especie está presente, pudo ser la causa de desaparición de varias poblaciones. Muchas de estas repoblaciones se han convertido actualmente en densas y monótonas masas monoespecíficas de coníferas en los que los recursos tróficos son muy escasos. Además, este tipo de vegetación presenta un alto riesgo de incendio, y son frecuentes en ellas las plagas forestales, por lo que son tratadas con plaguicidas que pueden estar afectando negativamente a la especie.



Figura 10: La introducción de especies exóticas, como el cangrejo rojo americano, ha sido la causa de la desaparición de numerosas poblaciones.

Aunque en algunas localidades se ha detectado una alta tasa de depredación por parte de *Natrix maura*, pudiendo llegar incluso a ser la causa del fracaso reproductivo durante varios años seguidos (González-Miras, datos no publicados), este problema parece ser algo más anecdótico que generalizado, y sólo sería relevante en poblaciones pequeñas que se reproducen en fuentes y abrevaderos. También el jabalí se comporta como un depredador de anfibios, especial-

mente de especies fosoriales y subdapidícolas, como es el caso del sapo partero bético (Fernández-Cardenete *et al.*, 2000). Su proliferación en los últimos años ha podido ser la causa de la rarefacción de ciertas poblaciones, especialmente en aquellos puntos de agua en los que los refugios terrestres son escasos.

El hecho de que la especie sea típicamente forestal, y que viva muy cerca de los lugares en los que se reproduce, le hace poco vulnerable a los atropellos. Con los datos disponibles, tan solo en la carretera Alfacar-Viznar en Granada este problema podría ser relevante.

Más a largo plazo, esta especie podría ser una de las más sensibles al cambio climático. Así, la mayoría de los modelos prevén para el futuro un escenario en el que las precipitaciones serán cada vez más escasas y, por tanto, los puntos de agua estables, imprescindibles para esta especie, estarían condenados a desaparecer en gran parte de su distribución.

Por último, la llegada del hongo patógeno de anfibios causante de la quitridiomycosis, podría ser una amenaza muy seria, fundamentalmente para las poblaciones de zonas altas (ver Capítulo 9). La especial susceptibilidad de los sapos del género *Alytes* a la enfermedad, las apropiadas condiciones ambientales para el desarrollo de la enfermedad en estas zonas, y el reducido tamaño de la mayoría de las poblaciones de la especie a alturas elevadas, hacen prever un escenario de extinciones masivas si no se toman medidas para evitar la dispersión del hongo patógeno.

Capítulo 4. Situación general por provincias

4.1. Provincia de Albacete

Enrique Ayllón¹, Pedro L. Hernández¹, Jorge Sánchez², Marcos Ferrández² y Francisco Ceacero³

¹Asociación Herpetológica Española (AHE)

²Asociación de Naturalistas del Sureste (ANSE)

³Universidad de Castilla-La Mancha

Alytes dickhilleni se encuentra distribuido por la región suroccidental de la provincia, abarcando las Sierras de Alcaraz y Segura y presentando el límite septentrional de su área total de distribución (París *et al.*, 2002). Se reproduce en fuentes, albercas, abrevaderos, pilones, arroyos y manantiales y, aunque en estos dos últimos hábitats son más difícilmente localizables sus larvas, son fácilmente localizados machos cantores en época reproductora. La especie está presente en 32 cuadrículas 10 x 10 km, mostrando un rango altitudinal entre los 580 m y los 1640 m (Sánchez-Videgain *et al.*, 1996, datos propios), apuntando como nuevas localidades la observación de adultos y cantos en la Laguna de Ojos de Villaverde y en la Laguna del Arquillo, no descartando nuevas localidades en el entorno de estas.



Figura 11: Área de puesta en Albacete.

Se han muestreado 56 puntos de agua susceptibles a la presencia de la especie, la mayoría de las poblaciones localizadas se han detectado en estructuras artificiales y con baja abundancia de larvas, aunque la baja localización de poblaciones en cursos de arroyos se podría deber más a su dificultad de detección que a la escasez de las mismas.

No se han encontrado puntos de agua con altas densidades larvarias (más de 1000 larvas) por lo que entendemos que las subpoblaciones están formadas por pocos individuos, quizás muy ligados a su lugar de reproducción.

Aunque la distribución en cuadrículas 10 x 10 km en la provincia da un aspecto de continuidad, la realidad es que a menor escala se presenta en una serie de subpoblaciones, muchas veces alejadas entre sí. Quizás, en algunos casos, como en la Sierra de Alcaraz, la utilización de arroyos permanentes como lugares de reproducción, permita que estos mismos funcionen como corredores biológicos de la especie y provoque cierta conexión entre subpoblaciones. El arrastre de larvas en épocas invernales de fuertes lluvias, también puede ayudar a la dispersión e interconexión entre dichas subpoblaciones.

Al ser una zona relativamente bien conservada, la mayoría de sus problemas de conservación están ligados al uso y manejo de los lugares tradiciones de reproducción, en especial de las estructuras artificiales.

Hemos detectado la pérdida de abrevaderos tradiciones, y su sustitución por mitades de bidones metálicos que, *a priori*, no parece el sustrato más conveniente para su reproducción (oxidación y emisión de elementos tóxicos en el agua, altas temperaturas en verano y facilidad de limpieza por vaciado directo), aunque hay presencia de larvas en algunos de estos medios. Igualmente, otro problema es la sustitución de los abrevaderos tradicionales deteriorados por otros nuevos de cemento prefabricados que, generalmente, no facilitan el acceso de los adultos, ni tampoco permiten la salida de los recién metamorfoseados.

En general, el mantenimiento de las estructuras de agua, su reparación y la coordinación con la realización de su limpieza (evitando métodos agresivos), sería recomendable para favorecer la conservación de las poblaciones.

Por otro lado, las poblaciones que se reproducen en arroyos son sensibles a la gestión que se realice de los recursos y dependen del mantenimiento en buenas condiciones de los cauces.

Actualmente, el Parque Natural “Los Calares del Río Mundo y de la Sima”, está desarrollando un programa de seguimiento a largo plazo de las poblaciones de anfibios en puntos de reproducción para varias especies presentes donde se incluyen varias poblaciones de *Alytes dickhilleni*, así como la adecuación de los puntos de agua existentes para facilitar la entrada de adultos y la salida de metamorfoseados en sus puntos de reproducción.

4.2. Provincia de Almería

Emilio González-Miras¹, Blas González¹ y Juan Carlos Nevado²

¹ Agencia de Medio Ambiente y Agua. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía

² Servicio de Gestión del Medio Natural. Delegación Provincial de Almería. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía

La distribución de *Alytes dickhilleni* en la provincia de Almería es bien conocida, siendo abundantes los datos que se tienen sobre su estado de conservación y evolución de sus poblaciones, pues desde el año 2001 es objeto de un seguimiento exhaustivo por parte de la Consejería de Medio Ambiente (CMA) de la Junta de Andalucía.

Para el censo del año 2010 se muestrearon 83 puntos de agua con presencia histórica o potencial de la especie, resultando positivos 47 de ellos, lo que amplía su distribución a 14 cuadrículas UTM 10 x 10 Km.

Alytes dickhilleni está presente en las sierras más occidentales, donde el régimen de lluvias es mayor: Sierra Nevada, S. de Gádor, S. de los Filábres, S. de Lúcar, S. de las Estancias y la S. de María. Las citas del Río Aguas en las cuadrículas WG80, WG81, WG90 y WG91, en la parte oriental de la provincia (Tejedo *et al.*,

2003), no han podido ser confirmadas y deberían ser descartadas, pues tras varios años de muestreo en aquella zona la especie jamás ha sido localizada y el hábitat no parece el más apropiado para ella (ver Capítulo 7).

En Almería habita zonas forestales de montaña, pinares, encinares y zonas de matorral, entre los 1100 y 2300 msnm, encontrándose actualmente muy vinculada a la cabecera de los barrancos, donde los puntos de agua se encuentran menos alterados.

La transformación, el manejo y la introducción de especies exóticas en los puntos de agua en los que se reproduce, son los mayores problemas de conservación de esta especie, lo que se explica en parte por el hecho de que en esta provincia utiliza para su reproducción medios artificiales. De las 47 localidades en las que se reproduce, tan solo nueve pueden considerarse hábitats naturales (arroyos y charcas), mientras que el resto son estructuras artificiales (balsas y abrevaderos).

Por lo general las poblaciones son muy pequeñas. El 80 % de las localidades con presencia de la especie en 2010 tenían menos de 500 larvas y tan solo un 14 % superaron las 1000 larvas. Además las diferentes subpoblaciones se encuentran muy separadas entre sí, especialmente en las sierras más áridas y secas. Tan sólo en las cumbres de Sierra Nevada, donde los enclaves acuáticos son relativamente abundantes, la especie parece mantener poblaciones continuas y bien conservadas.

A finales de los '90 la tendencia de la especie era claramente regresiva en esta provincia (González-Miras *et al.*, 2003). Sin embargo una serie de actuaciones que desde el año 2002 viene realizando la CMA de la Junta de Andalucía a favor de este anfibio ha mejorado esta situación y actualmente varias poblaciones se han recuperado. Es especialmente reseñable el caso de la Sierra de los Filabres donde la especie ha pasado de las cinco localidades en las que se reproducía con éxito en 2001 a 18 en 2010 y de 987 larvas censadas a 6929 (ver Capítulo 10). Además, el hecho de que actualmente gran parte de las localidades en Almería se encuentren en zonas con algún grado de protección (66,6 %) y en el interior de montes públicos (75,6 %) le confiere cierto grado de seguridad en el futuro.

Aún así *Alytes dickhilleni* sigue siendo muy escaso en esta provincia. En su conjunto el número de larvas contabilizadas en 2010 fue de tan sólo 15.236. La situación es especialmente preocupante en la Sierra de Luçar y Sierra de las Estancias, pues tan sólo existe un punto de reproducción para cada uno de estos macizos. Actualmente es, junto al sapillo pintojo meridional (*Discoglossus jeanneae*), el anfibio más escaso y amenazado en Almería (González-Miras & Nevado, 2008).



Figura 12: Abrevadero en Sierra de Gador.

Lo exiguo y lo aislado de la mayoría de las poblaciones almerienses, hacen recomendable continuar con el seguimiento de la especie a largo plazo, así como continuar con las medidas de conservación que tan buenos resultados están dando.

4.3. Provincia de Granada

Maribel Benítez¹, Manuel Chiroso², Javier Benavides³ y Elena Ballesteros⁴

¹ Universidad de Granada

² Instituto de Investigación y Formación Agraria y Pesquera, Junta de Andalucía

³ Asociación Herpetológica Granadina

⁴ Agencia de Medio Ambiente y Agua. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía.

El conocimiento actual sobre la distribución y el estado de conservación del sapo partero bético en la provincia de Granada es razonablemente bueno. Varios trabajos aparecidos en los últimos años aportan información al respecto y sirvieron de base para la planificación de los muestreos (Gracia & Pleguezuelos, 1990; García-París *et al.*, 1992; Fernández-Cardenete *et al.*, 2000; Tejedo *et al.*, 2003; Caro *et al.*, 2010).

Para el censo en esta provincia, entre octubre de 2009 y septiembre de 2010, se muestrearon 121 puntos de agua con 93 resultados positivos para la especie. De estos, 15 fueron nuevas localidades que amplían el área conocida para la especie en ocho cuadrículas UTM de 10 x 10 km.

El sapo partero bético se encuentra bien distribuido en la provincia de Granada. Ocupa prácticamente todos los sistemas montañosos, y escasea o falta en algunas áreas de las comarcas del Poniente granadino, Vega de Granada, sierras litorales orientales, hoyas de Guadix y Baza, y los llanos al este de Huéscar y la Puebla de Don Fadrique.



Figura 13: Abrevadero construido para la reproducción de *Alytes dickhilleni* en el Parque Natural de la Sierra de Baza.

A grandes rasgos, se pueden distinguir siete núcleos poblacionales: (1) Los Montes Orientales, Parapanda, Sierra de Madrid y Colomera; (2) Sierra de Huétor-Arana; (3) Sierra de Baza; (4) Sierra Nevada; (5) Sierra de Lújar; (6) Las Albuñuelas, Sierra Tejeda y Almijara y (7) Sierras del Nordeste.

Los Montes Orientales y las Sierras del Nordeste son las comarcas mejor muestreadas y por tanto las que aportan un mayor número de citas, mientras que en la comarca de Sierra Tejeda-Almijara el número de censos es muy reducido. Como en otros lugares, habita preferentemente en zonas forestales de montaña con puntos de agua permanentes o semipermanentes, pinares, encinares y zonas de matorral, aunque también se le encuentra en zonas ganaderas de alta montaña o agrícolas de pie de ladera, especialmente

en la comarca de los Montes Orientales, donde es habitual en zonas de olivar. Aparece desde los 340 a los 2510 msnm, en zonas cuya pluviometría media anual oscila entre los 300 y 1500 mm.

Para reproducirse utiliza tanto enclaves naturales como estructuras artificiales. En los macizos de Sierra Nevada, Tejeda-Almijara y Castril, donde los arroyos son continuos se reproduce preferentemente en estos y en estructuras asociadas, como fuentes y tornajos, mientras que en el resto de la provincia, donde estos son más temporales o se encuentran muy transformados, son fuentes, albercas, grandes charcas y abrevaderos los lugares más utilizados.

En 2010, en el 43,2 % de los lugares con presencia de la especie se detectó algún problema de conservación, siendo la destrucción y/o la transformación de los hábitats larvarios la amenaza principal detectada. En Zafarraya y Alhama de Granada algunas poblaciones han desaparecido por el avance de la agricultura intensiva de regadío, mientras que en los Montes Orientales y en las Albuñuelas, el manejo inadecuado, el abandono y la transformación de las albercas tradicionales en aljibes cubiertos han puesto en peligro otros tantos lugares. En Castril y la Sagra los abrevaderos tradicionales de madera (tornajos) están siendo sustituidos por abrevaderos elevados o de metal a los que no pueden acceder los anfibios o en los que el agua se calienta demasiado. En varias zonas de la provincia, sobre todo en los Montes Orientales y Sierra de Baza, han sido introducidas especies exóticas en sus lugares de reproducción.

Las poblaciones son por lo general pequeñas. El 75,8 % de los puntos con presencia de la especie en 2010 contenían menos de 100 larvas, el 19,2 % entre 100 y 1000 larvas y tan solo el 5 % restante superó los 1000 renacuajos. Además existen muy pocas evidencias de conexión entre los diferentes núcleos poblacionales, salvo por la presencia de acequias transversales a las laderas que conectan valles contiguos y solo en ciertas subpoblaciones.

Se debería trabajar en el refuerzo de las localidades que sirven de nexo entre poblaciones, sobre todo el mantenimiento de las acequias terreras abiertas. Los valles con aguas permanentes o puntos de agua artificiales a lo largo de ellos, son el medio físico más utilizado por esta especie para la dispersión.

A lo largo de estos años más de una veintena de lugares de reproducción se han visto beneficiados de mejoras llevadas a cabo por varias instituciones (CMA de la Junta de Andalucía, CSIC, Universidad de Granada), comprobándose en algunos de estos lugares un aumento considerable del número de efectivos (Capítulo 10).

4.4. Provincia de Jaén

Luis García-Cardenete¹, Mariano Guerrero¹, Alejandro Casas¹ y Eva M. Albert²

¹ Agencia de Medio Ambiente y Agua. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía.

² Estación Biológica de Doñana, CSIC.

Durante el censo de *Alytes dickhilleni* realizado en 2010 en la provincia de Jaén han sido muestreadas más de 160 estaciones con presencia conocida, histórica o



Figura 14: Pequeño arroyo utilizado para la reproducción en el Parque Natural de las Sierras de Cazorla, Segura y las Villas.

potencial de la especie, habiéndose hallado en 64 de ellas. Las localidades nuevas han ampliado el área de distribución conocida para la especie en siete cuadrículas UTM de 10 x 10 km. La especie se distribuye por todas las sierras béticas de la provincia, excepto las más aisladas y occidentales del conjunto de Sierra Sur. La localidad más al oeste donde ha sido hallado se encuentra en el macizo de Alta Coloma (VG34). No se le ha localizado en las cuadrículas VG24 y VG25, donde estaba previamente citado (García & Arntzen, 2002). Desde aquí, se extiende de manera irregular y discontinua hasta la Sierra del Pozo en el sureste jienense y la Sierra de Segura por el norte y oeste, donde las poblaciones presentan continuidad hacia Granada y Albacete. Por el noroeste, el límite parece constituirlo la margen izquierda del río Guadalimar. No se le ha localizado al norte del mismo, donde se le había citado en WH04 y WH05 (Ceacero *et al.*, 2007). Existen serias dudas sobre su presencia en la zona, al tratarse de un área biogeográficamente diferente (ver Capítulo 7), ocupada por el sapo partero ibérico, especie congénérica de la que no se conocen localidades simpátricas con *A. dickhilleni*. Aunque como ya se apuntaba en el trabajo de García-París & Arntzen (2002), debido a la similitud morfológica de las larvas de ambas especies sería interesante un estudio con profundidad en la posible zona de contacto.

En Jaén, el *Alytes dickhilleni* habita zonas forestales de montaña, pinares, encinares y zonas de matorral, entre 700 y 1800 m. Sobre todo en Sierra Sur de Jaén y Sierra Mágina, también puede aparecer en zonas agrícolas marginales, de olivar y frutal, aprovechando bancales, linderos e infraestructuras asociadas. En el sureste de la provincia (términos de Quesada y Larva, en la cuenca del Guadiana Menor) puede llegar a ocupar zonas de bastante aridez que, por el número de larvas censadas no parece ser un factor limitante siempre que haya lugares de reproducción adecuados.

En estas zonas utiliza para reproducirse sobre todo medios artificiales. De las 64 localidades en los que se reproduce la especie, tan sólo diez (6,4 %) pueden considerarse hábitats naturales (arroyos y charcas), mientras que el resto son puntos de agua creados o modificados para un uso forestal, agrícola y ganadero sobre todo (balsas y abrevaderos). No ha sido hallado en pequeñas lagunas de origen natural (Siles, Orcera), aunque se le encuentra en las proximidades.

Para Sierra Sur y Mágina la disponibilidad de lugares naturales adecuados es muy baja, resultando una especie con una dependencia de los medios artificiales alta o muy alta. Aún así, existen puntos adecuados, tanto naturales como artificiales, en los que extrañamente no se ha detectado su presencia. En el caso de las distintas sierras del conjunto Cazorla-Segura, la disponibilidad de lugares naturales es mucho

más elevada y estos son seleccionados por encima de los artificiales, aunque las densidades de larvas suelen ser más elevadas en los últimos. Aunque la localización de larvas se hace mucho más dificultosa en los lugares naturales de cría, arroyos y pequeños ríos debido a la profusión de vaguadas, la alta probabilidad de dispersarse de las larvas y la elevada disponibilidad de refugios. En algunos arroyos del valle del Guadalquivir, como el Guadahornillos, el Borosa o el Infierno, se han encontrado poblaciones censables de larvas, aunque en cantidades que nunca han superado los 30 ejemplares. En la Sierra de Segura se hallan las poblaciones más abundantes del Parque, en concreto en los Campos de Hernán Perea, donde en la gran mayoría de las infraestructuras hidráulicas se han censado volúmenes de larvas superiores al millar, a pesar de los problemas de acceso o manejo derivados de la actividad ganadera. En esta zona, el agua de lluvia se recoge en enormes balsas tapizadas con una lona de plástico. Esta agua sirve para abastecer pequeños abrevaderos de ganado repartidos por la zona. En este tipo de infraestructuras que almacenan miles de larvas, es muy difícil la salida de los metamórficos que pueden morir deshidratados al ascender por las paredes plásticas de la piscina a pleno sol y no poder encontrar ninguna zona de sombra alrededor.

Se ha observado algún problema de conservación en el 40,6 % de las localidades donde ha sido hallada la especie en 2010. En la gran mayoría el problema estaba relacionado con los accesos al medio acuático, tanto para la entrada de los machos con huevos, como para su posterior salida o la de los juveniles tras la metamorfosis. Muy pocas son las localidades que presentan estos tres impedimentos simultáneamente. Esta afección es más relevante en albercas de riego en Sierra Mágina y en abrevaderos para ganado en la Sierra de Segura, donde se están sustituyendo los abrevaderos de obra o de madera (tornajos) por otros metálicos, que constituyen un sumidero para los recién metamorfoseados, que se ahogan al no poder salir de ellos. Además estas estructuras también limitan enormemente la entrada de adultos para la deposición de huevos. En gran parte de la Sierra de Segura, el sapo partero es muy dependiente de la actividad ganadera para su reproducción, si bien esto ha conllevado unas altas densidades de la especie puntualmente.

El manejo inadecuado y la presencia de especies exóticas es un problema más importante en otras zonas, sobre todo en Sierra Mágina y Sierra Sur. La introducción de carpas en balsas y albercas de riego es una costumbre en aumento, con la finalidad de que los ciprínidos eviten la proliferación de algas, e incluso de larvas de anfibios, que se piensa obturan goteros para riego. Además, la



Figura 15: En los Llanos de Hernán Perea es común encontrar a la especie reproduciéndose en grandes balsas de plástico.

presencia del hongo patógeno de anfibios *Batrachochytrium dendrobatidis* ha sido confirmada en una localidad del Parque Natural de Cazorla (ver Capítulo 9), donde la población se ha visto disminuida drásticamente de un año al siguiente.

El 64 % de los puntos con presencia de la especie en 2010 tenían menos de 500 larvas, mientras que el 17 % superaban las 1000 larvas.

A nivel provincial se puede considerar que la especie se encuentra en buen estado de conservación, si bien la adecuada situación y abundancia del conjunto Cazorla-Segura enmascara el estado en Sierra Mágina y Sierra Sur. En estos macizos las poblaciones se encuentran más dispersas y en muchos casos desconectadas unas de otras, lo que las hace más vulnerables ante unos cambios o intensificación de los usos más manifiestos precisamente en estas zonas. Aquí la explotación agrícola, el incremento de segundas residencias y el uso del agua que conlleva, el tratarse de zonas privadas o no englobarse dentro de alguna figura de protección, hace que su gestión sea más complicada y su futuro más incierto.

Ciertas medidas llevadas a cabo por parte de la Consejería de Medio Ambiente parecen estar siendo efectivas, sobre todo las referentes a la reducción de la mortalidad juvenil en estructuras artificiales (ver Capítulo 10).

4.5. Provincia de Málaga

David García¹, Alberto Escolano², Luis García-Cardenete³ y Matias de las Heras³

¹ Bioparc Fuengirola; Universidad de Málaga

² Asociación de amigos del sapo partero bético

³ Agencia de Medio Ambiente y Agua. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía

La provincia de Málaga representa el límite occidental de todo el área de distribución de *Alytes dickhilleni* (García-París & Arntzen, 2002) y es aquí donde la especie se encuentra más restringida. Todas las citas y poblaciones conocidas se sitúan dentro del Parque Natural Sierras Tejeda, Almijara y Alhama, en la comarca de la Axarquía.

Para delimitar y determinar la distribución actual del sapo partero bético dentro de la provincia de Málaga, se tuvieron en cuenta los datos procedentes de otros trabajos (Antúnez *et al.*, 1982; García-París *et al.*, 1992; Real *et al.*, 1992; Tejedo *et al.*, 2003) y los aportados por colaboradores. En total se recopiló información sobre ocho poblaciones, si bien dos fueron descartadas por no encontrarse ningún individuo en sucesivos muestreos. Esto supuso, finalmente, partir de seis poblaciones distribuidas en cuatro municipios de la comarca (Canillas de Aceituno, Sedella, Canillas de Albaida y Nerja).

El período de muestreo se ha extendido desde marzo de 2009, hasta junio de 2011. Como resultado se localizaron un total de 25 poblaciones distribuidas en ocho municipios (Alcaucín, Canillas de Aceituno, Sedella, Competa, Salares, Canillas de Albaida, Frigiliana y Nerja). Hay que tener en cuenta, sin embargo, que el esfuerzo de muestreo no ha podido ser homogéneo en todo el área del Parque Natural. Este ha sido importante en Canillas de Aceituno, Canillas de Albaida y Frigiliana, mientras que en Alcaucín, Sedella, Competa y Nerja, ha sido menor. En

el resto de municipios de la Axarquía no se ha podido muestrear, o se ha hecho en escasas ocasiones.

La distribución de las poblaciones presenta una gran heterogeneidad, ocupando 12 de ellas hábitats naturales como arroyos temporales y ríos, y los 13 restantes puntos de agua artificiales como pilones, albercas de riego y acequias. Habita tanto zonas forestales de *Pinus pinaster*



Figura 16: Lugar de reproducción en Sierra Tejeda.

procedentes de repoblación, como zonas de matorral y áreas de cultivo con especies como el olivo, aguacate, almendro, castaño, etc. El gradiente altitudinal oscila entre los 79 msnm en Nerja, hasta los 1357 en Canillas del Aceituno, siendo la altura media de 796 m (n = 24). Esta altura de 79 metros constituye un nuevo límite inferior conocido para la especie.

Si bien algunas de las poblaciones de sapo partero bético en la provincia se encuentran bien conservadas por su inaccesibilidad, como es el caso de las localizadas en diferentes barrancos en el municipio de Competa, otro buen número de ellas se encuentra amenazado por diversas causas que deberían ser tenidas en cuenta en posibles planes de conservación. La mayoría de las amenazas están relacionadas con la actividad humana, entre las que se pueden citar: 1) la canalización cerrada de aguas superficiales para riego y consumo humano fundamentalmente; 2) el abandono de infraestructuras como pilones y abrevaderos debido a la pérdida de la ganadería extensiva y el pastoreo; 3) la inexistencia de estructuras de entrada y salida para adultos y metamórficos en determinados puntos artificiales de agua, con la consecuente mortalidad; 4) manejo inadecuado o excesivo (limpiezas, vaciados, etc.) de puntos de agua artificiales, como balsas de riego o abrevaderos que afectan fundamentalmente al estadio larvario de la población; 5) creencias y mitos acerca de estos y otros anfibios. Este aspecto, junto con el desconocimiento de la población local sobre la importancia y la delicada situación de *Alytes dickhilleni* y de los anfibios a nivel global, complica la labor de conservación. Aún así, se han constatado avances significativos en la concienciación e incluso iniciativas locales de conservación hacia la especie, a partir de diversas actividades de divulgación y un programa de educación ambiental desarrollado a finales de 2010 en Canillas de Aceituno a escolares del municipio.

Sin embargo, la principal amenaza para la especie puede constituir una enfermedad emergente, la quitridiomycosis, que está causando verdaderos declives en especies de anfibios de todo el mundo y de la que hasta ahora no se había determinado el impacto sobre las poblaciones de *Alytes dickhilleni* (Capítulo 9). Es necesario analizar el posible impacto que como vector transmisor de este letal hongo, tendrían actividades en auge como el barranquismo, que se practica por ejemplo en el río Almanchares, donde se sitúa la *Terra typica* de la especie

Por otro lado, existe un factor de riesgo inherente a la estructura poblacional. Las poblaciones son por lo general pequeñas, especialmente las de los barrancos,

y se encuentra altamente fragmentadas. Esto hace a las poblaciones malagueñas especialmente vulnerables a cualquier proceso de extinción local o amenaza.

4.6. Provincia de Murcia

Andrés Egea-Serrano¹, Eduardo Escoriza² y Pedro Domingo Martínez²

¹ Universidad de Murcia

² Asociación Herpetológica Murciana (AHMUR)

Las poblaciones de *Alytes dickhilleni* presentes en la Región de Murcia representan el límite de distribución oriental de este endemismo ibérico (García-París & Arntzen, 2002). En esta región, el sapo se encuentra presente en dos zonas separadas y bien definidas. La primera de ellas, de relativa gran extensión y donde se localizan las mejores poblaciones, se corresponde con la comarca del Noroeste, dentro de los municipios de Moratalla y Caravaca, donde se han recogido citas en 11 cuadrículas UTM 10 x 10 km, que constituyen el 7,2 % de la superficie regional (Egea-Serrano *et al.*, 2005a, b). Según los datos disponibles, algunas poblaciones muestran haplotipos diferentes a los presentados por poblaciones andaluzas (Tejedo, datos inéditos). El río Segura constituye el límite natural con la otra especie del género *Alytes* presente en Murcia, *Alytes obstetricans pertinax*, localizado a 30 km al este del río en la comarca del Altiplano en los municipios de Yecla y Jumilla (Escoriza, 2010a). La otra zona que ocupa la especie, donde su presencia es puntual, se sitúa en el centro de la región, concretamente en la vertiente norte de Sierra Espuña, en los términos de Mula y Totana, donde ha sido citada en una cuadrícula UTM 10 x 10 km. Aunque existían citas de la especie en la zona de la década de los '90 del siglo pasado (Hernández Gil *et al.*, 1993), no fue hasta la primavera de 2009 cuando miembros de la Asociación Herpetológica Murciana localizaron una larva invernante (Escoriza, 2009). La distancia entre ambas zonas con presencia de la especie en la región de Murcia es de unos 45 km en línea recta, y los muestreos efectuados en hábitats intermedios, aparentemente adecuados para esta especie, han sido negativos hasta la fecha (Escoriza, 2009).

En Murcia la especie está presente en áreas explotadas con fines fundamentalmente agropecuarios, aunque selecciona positivamente masas forestales (Egea-Serrano *et al.*, 2006a). Se distribuye desde los 331 a los 1585 msnm, habiéndose descrito como una especie estenohipsa de alta altitud (Egea-Serrano *et al.*, 2005c). En Sierra Espuña se localiza en zonas escarpadas de elevadas pendientes y difícil acceso, en zonas de pinares y matorral mediterráneo, con canchales y abundantes refugios rocosos. El rango altitudinal en esta zona oscila entre 860 msnm en el Barranco de Malvariche y 1370 msnm en Los Pozos de la Nieve de la Villa (Escoriza, 2010a). En el noroeste se sitúa mayoritariamente sobre terrenos forestales de media y alta montaña, en pinares, encinares, sabinas y también diversas formaciones de matorral, incluso en suelos desnudos y pedregosos. En menor medida también se localizan en cultivos tradicionales de secano (olivo, almendro y otros frutales de hueso) y pequeñas huertas de montaña. Se ha confirmado su reproducción en hábitats naturales (Egea-Serrano *et al.*, 2005a, 2006a). Sin embargo, dado que la Re-

gión de Murcia está expuesta a un macrobioclima mediterráneo (Sánchez *et al.*, 2002), la disponibilidad de cuerpos de agua naturales permanentes o semipermanentes que permitan completar el desarrollo larvario es escasa. Por ello, esta especie utiliza una gran variedad de cuerpos de agua de origen artificial, siendo destacables los bebederos para el ganado, las charcas y las albercas tradicionales, aunque también explota balsas de riego (Egea-Serrano *et al.*, 2005a, 2006a). Así, aunque los pequeños arroyos de cabecera permanentes o semipermanentes son seleccionados positivamente como hábitat reproductor (Egea-Serrano *et al.*, 2006a), los hábitats artificiales con cierto grado de naturalidad destacan por presentar la mayor densidad relativa larvaria (Egea-Serrano *et al.*, 2005d).

Su reproducción tiene lugar desde febrero hasta octubre, detectándose ejemplares metamórficos desde julio a octubre (Egea-Serrano *et al.*, 2005d). Existen evidencias de que las larvas pueden pasar el invierno en el agua, completando la metamorfosis la primavera siguiente (Egea-Serrano *et al.*, 2005d). Durante su fase acuática comparte hábitat con estadios larvarios y/o adultos de *Salamandra salamandra*, *Pelophylax perezi*, *Bufo calamita*, *Bufo bufo*, *Pelodytes punctatus* y *Discoglossus jeanneae* (Egea-Serrano *et al.*, 2006a).

No existen datos sobre el número total o la densidad, absoluta o relativa, de ejemplares adultos de *A. dickhilleni* en la Región de Murcia. Por lo que respecta a las larvas, se ha determinado que sólo 11 de 49 cuerpos de agua muestreados presentan abundancias superiores a las 50 larvas, cuatro más de 500 y solo dos superaron las 1000. Asimismo, se han realizado estimas de densidad relativa de las poblaciones noroccidentales mediante el cálculo de capturas por unidad de esfuerzo (CPUEs)



Figura 17: Lugar de reproducción en Moratalla.

(ver Egea-Serrano *et al.*, [2005d] para más detalles), las cuales ponen de manifiesto que la densidad media larvaria es reducida ($< 1,7$ CPUEs) (Egea-Serrano *et al.*, 2005d). Las poblaciones que cuentan con mayores efectivos se localizan en arroyos permanentes y en aquellos temporales que se mantienen pozas inundadas la mayor parte del año (por ejemplo en los arroyos Blanco y Tercero y la rambla de la Rogativa). Algunas poblaciones importantes son las asociadas al río Alhárabe y su tributario el arroyo de Hondares o el tramo alto del arroyo Benamor. En Sierra Espuña se ha constatado la reproducción exclusivamente en dos barrancos limítrofes que mantienen algunas pozas inundadas durante gran parte del año, siendo el barranco de la Hoz y su entorno donde se concentra el núcleo más numeroso (por ejemplo con una poza con más de 1000 larvas en el verano de 2009) (Escoriza, 2010a).

Aunque existen datos que señalan la existencia de diferentes haplotipos en diferentes poblaciones (Tejedo, datos inéditos), no se ha determinado apropiadamente el grado de conexión de las diferentes poblaciones de *A. dickhilleni* en la Región de Murcia. Sin embargo, por lo que respecta al noroeste regional, dado que la mayor parte de las poblaciones distan de la población más próxima una distancia máxima inferior a 4,5 km, que el territorio es montañoso y conserva masa forestal y que las actividades humanas aún observan los usos tradicionales del suelo, se podría inferir que el grado de conexión es elevado. No obstante, existen algunas localidades periféricas para las que distancias superiores a 10 km y la fragmentación del hábitat hacen suponer un grado de aislamiento elevado. La conexión con las poblaciones de Castilla La Mancha sólo se produce a través de la rambla de la Rogativa en el límite occidental con Albacete y, probablemente, también a través del Arroyo de los Frailes en el borde nororiental. Por otro lado, actualmente no hay contacto con las poblaciones andaluzas (Ahemur, datos no publicados).

Considerando las características conocidas sobre la biología y ecología de la especie, así como su área de distribución en la Región de Murcia, *A. dickhilleni* ha sido identificado como una de las especies con mayor riesgo de extinción en la Región (Egea-Serrano *et al.*, 2006b), habiéndose descrito a nivel regional como vulnerable de acuerdo con los criterios UICN (Egea-Serrano *et al.*, 2007). Esta información fue obtenida considerando exclusivamente las poblaciones noroccidentales, por lo que la reciente localización de la especie en Sierra Espuña exige que sea evaluado de nuevo su riesgo de extinción en la Región de Murcia. No obstante, y a falta de dicha evaluación, es poco probable que *A. dickhilleni* deje de ser una de las especies más amenazadas en este territorio. Las poblaciones situadas en arroyos permanentes y temporales, son las mejor conservadas y las que cuentan con mejores perspectivas a corto-medio plazo, aunque hay problemas de sobreexplotación de los recursos hídricos.

Respecto al hábitat terrestre, a pesar de que no se han caracterizado de manera específica las amenazas a las que está expuesto, el hecho de que la especie se distribuya fundamentalmente por zonas forestales o donde se realizan prácticas agropecuarias tradicionales implica que el número de amenazas que afectan a los individuos adultos de estas poblaciones sea reducido. No obstante, a escala espacial muy localizada la realización de obras de mantenimiento o restauración de viviendas o banales podría conducir a la desaparición del hábitat de la especie. Por lo que respecta a los estadios acuáticos, el hecho de que *A. dickhilleni* explote ambientes artificiales para su reproducción implica que fundamentalmente está expuesto a las amenazas derivadas del manejo de estos ambientes para su aprovechamiento agropecuario: cambios drásticos en el nivel del agua, limpieza, contaminantes (Egea-Serrano *et al.*, 2005a). En menor medida, actividades como la construcción de viviendas, obras en vías de comunicación, canalización o entubado y la presencia de especies acuáticas puede representar una amenaza para la especie al conducir a la desaparición de cuerpos de agua (Egea-Serrano *et al.*, 2005a). Además, se ha detectado la presencia de especies invasoras (cangrejo rojo americano) en enclaves como la fuente de la Sazadilla. En cuanto a iniciativas de conservación en la región, la Consejería de Agricultura y Agua de la Región de Murcia ha restaurado la fuente y abrevadero de Javanás, y la dirección del Parque Regional de Sierra Espuña, en colaboración con AHMUR, ha realizado trabajos de mejora del hábitat en 2010 en la cuneta encharcada de los Pimporrillos.

Capítulo 5. Seguimiento a largo plazo de sus poblaciones

Jaime Bosch¹ y Emilio González-Miras²

¹ Museo Nacional de Ciencias Naturales, CSIC

² Agencia de Medio Ambiente y Agua. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía

Metodología de muestreo

La metodología de muestreo elegida ha sido el conteo de larvas. Existen varios métodos para capturar, contar e identificar larvas de anfibios. Algunos métodos incluyen mangas, redes verticales con flotadores, trampas o, incluso, recogida de volúmenes conocidos de agua. Sin embargo, en este trabajo solo se ha utilizado el conteo visual de larvas por dos motivos: primero, debido al relativamente pequeño tamaño de los puntos de agua donde se reproduce la especie y, segundo y más importante, a la prioridad absoluta de evitar, en la medida de lo posible, la transmisión de patógenos indeseables a través de la manipulación de los ejemplares o del medio (ver Capítulo 9). Por otro lado, el conteo de larvas es un método rápido y que requiere poco esfuerzo de muestreo, pero que sin embargo proporciona datos precisos y cuantitativos.

Los muestreos se realizaron durante el día, con buenas condiciones de visibilidad, y en ausencia de viento fuerte y de lluvia. El observador recorrió, tan despacio como fuese necesario, todo el borde de la masa de agua contabilizando el número aproximado de larvas observadas hasta regresar al punto inicial. En ningún momento el observador produjo perturbaciones en el agua, y se mantuvo lo más alejado posible para no asustar a las larvas.



Figura 18: En la mayoría de los lugares en los que se reproduce *Alytes dickhilleni* las larvas pueden ser censadas visualmente.

En el caso de los arroyos, se designó un punto inicial y un punto final, contabilizándose las larvas observadas sin mover ningún elemento, y realizando siempre el recorrido aguas arriba. Cuando existía un número muy elevado de larvas (p.e. > 1000), el observador contó de forma precisa varios grupos de unas 50 larvas y, a continuación, estimó el número aproximado de grupos de 50 larvas presentes en la masa de agua para obtener un número total de larvas.

Una vez concluido el conteo, el observador anotó en la ficha de muestreo el número exacto de larvas contabilizadas, así como una estima de la proporción de la masa de agua donde no haya sido posible contabilizar las larvas por cualquier causa (por ejemplo, por estar muy lejos de la orilla, por tener mucha vegetación o falta de visibilidad). En el caso de existir más de un cuerpo de agua en el punto de reproducción (por ejemplo, una balsa con

un abrevadero asociado), el proceso se realizó de forma independiente para cada cuerpo de agua. Por último, el observador asignó, de forma subjetiva y para la totalidad del punto de muestreo, una categoría de abundancia larvaria (0, 1-10, 11-50, 51-100, 101-500, 501-1000, > 1000), teniendo en cuenta la proporción de la masa de agua muestreada y cualquier otra consideración que estimó oportuna.

Para cada uno de los lugares de muestreo se planteó un mínimo de dos visitas de censo; una en invierno y otra en primavera-verano. Los muestreos de invierno se hicieron en la mayoría de los lugares entre noviembre y enero, si bien en algunas zonas de alta montaña esto no pudo realizarse hasta marzo-abril, pero siempre antes del comienzo del período reproductor que en estos lugares suele comenzar en junio.

Los censos de primavera se realizaron entre junio y agosto, siendo la fecha recomendada para la mayoría de los lugares la segunda quincena de julio, momento en el que se alcanza el máximo reproductor (Martínez-Solano *et al.*, 2003; Egea-Serrano *et al.*, 2005d; datos propios). Esta fecha puede variar un mes por encima o por debajo dependiendo de si se trata de una población de alta o baja altura.

Validación del método

Con el fin de comprobar si las estimas realizadas mediante conteo de larvas eran válidas, en la primavera de 2010 se realizó una prueba piloto en 17 localidades de diferente tamaño y naturaleza (arroyos, balsas, abrevaderos) (Tabla 1).

En cada uno de estos lugares se marcaron con implantes de elastómero visible aproximadamente un 15 % de la población de larvas previamente estimada mediante conteo directo. Al día siguiente se volvieron a capturar las larvas y, utilizando técnicas de captura-recaptura, se obtuvo una estima mucho más precisa del número real de larvas.



Figura 19: Para validar el método las larvas fueron marcadas con implantes de elastómero visible.

Precauciones biosanitarias durante los muestreos

Los muestreos se realizaron con guantes de latex desechables, y llevando consigo un pulverizador con una solución de Virkon® al 1 % o lejía doméstica sin diluir para desinfectar las botas al inicio y al final del muestreo en cada localización. Si durante los muestreos algún utensilio entró en contacto con el agua o

Tabla 1: Larvas contabilizadas mediante diferentes métodos.

Localidad	Larvas contabilizadas	Larvas estimadas	Larvas estimadas captura-recaptura Media (SE)
Abrevadero 1	1098	+ 1000	1300 (285)
Abrevadero 2	42	51-100	48 (11)
Abrevadero 3	74	101-500	169 (34)
Abrevadero 4	732	+ 1000	922 (203)
Abrevadero 5	870	50-1000	1210 (238)
Arroyo 1	84	51-100	132 (39)
Arroyo 2	39	11-50	59 (15)
Balsa 1	168	101-500	282 (95)
Balsa 2	426	101-500	500 (281)
Balsa 3	292	101-500	237 (60)
Balsa 4	71	101-500	336 (61)
Balsa 5	364	101-500	399 (96)
Balsa 6	2000	+ 1000	7067 (2633)*
Charca 1	3214	+ 1000	5900 (3390)*
Charca 2	2128	+ 1000	24390 (17214)*
Fuente 1	20	de 1-25	26 (11)
Fuente 2	21	de 1-25	21 (7)

* Diferencias estadísticamente significativas.

con los ejemplares, este fue desinfectado sumergiéndolo en la solución de Virkon® o lejía antes mencionada.

Resultados

El conteo directo de larvas resultó ser un método preciso para la estima de la población. De manera global, no se encontraron diferencias significativas en número de larvas entre los conteos directos y los muestreos realizados mediante captura-recaptura.

Las estimas fueron especialmente precisas en el caso de fuentes y abrevaderos y tan solo en el caso de balsas y charcas de gran tamaño y con abundante vegetación las estimas fueron más groseras (Tabla 1), por lo que estos lugares no deberían ser seleccionados para su seguimiento a largo plazo.

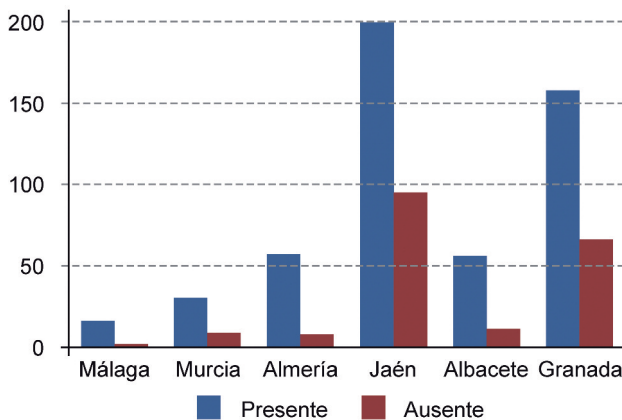


Figura 20: Número de masas de agua idóneas para la especie.

En los muestreos se analizaron más de 500 masas de agua idóneas para la reproducción de la especie dentro de su rango de distribución (56 en Albacete, 57 en Almería, 158 en Granada, 200 en Jaén, 16 en Málaga y 30 en Murcia).

En 326 de ellas se constató reproducción de la especie, mientras que en 192 no se hallaron evidencias de su presencia y serían susceptibles de introducciones controladas.

Por provincias, los puntos susceptibles de creación de nuevas poblaciones serían: 95 en Jaén, 66 en Granada, 11 en Albacete, 9 en Murcia, 8 en Almería y 2 en Málaga.

La mayor parte de las poblaciones se encuentran entre los 1000 y 2000 metros de altura, y menos del 10 % superan los 1750 m de altura, llegando hasta los 2510 m.

El 79,1 % de las poblaciones utilizan medios modificados por el hombre como lugares de reproducción, mientras que solo el 20,9 % de las poblaciones utilizan arroyos como lugar de reproducción. El 32 % de las poblaciones utilizan balsas de cemento o piedra para reproducirse, el 29 % usan abrevaderos para ganado, el 9 % utilizan abrevaderos con balsas asociadas y el 6 % emplean charcas artificiales excavadas directamente en el suelo.

La gran mayoría de masas de agua artificiales usadas en la reproducción presentan volúmenes de agua pequeños (inferiores a 100 m³), mientras que solo el 11 % de las masas de agua presentan volúmenes considerables mayores de 500 m³.

Casi la mitad de las masas de agua usadas en la reproducción están cubiertas por vegetación acuática en más del 25 % de su superficie, aproximadamente una cuarta parte presentan menos de un 25 % de cobertura de vegetación acuática, y el 28 % restante de las masas de agua no presenta vegetación acuática. En más de la mitad de las masas de

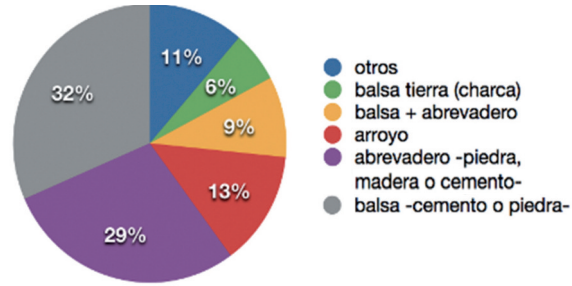


Figura 21: Tipo de medio.

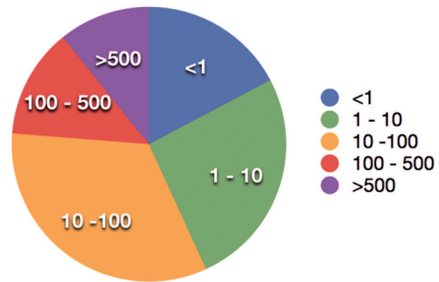


Figura 22: Volumen de agua (m³).

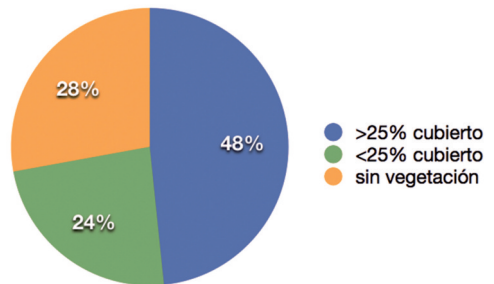


Figura 23: Vegetación acuática.

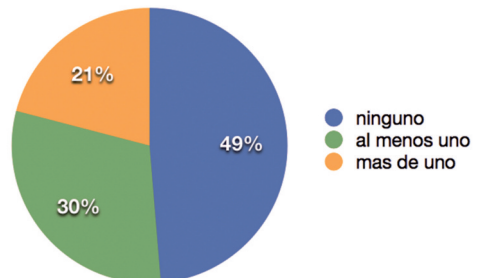


Figura 24: N° de problemas de conservación.

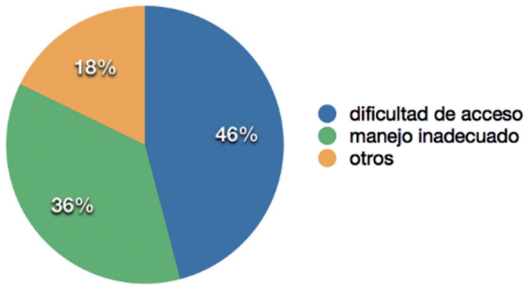


Figura 25: Tipo de dificultad.

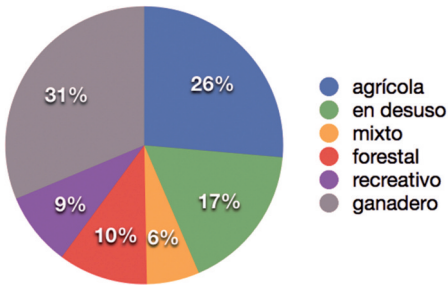


Figura 26: Uso del medio.

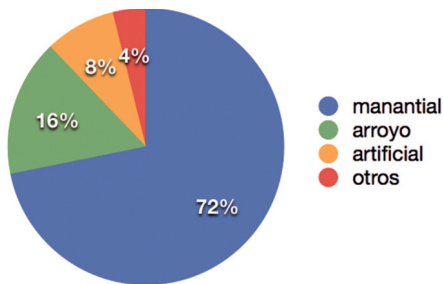


Figura 27: Aporte de agua.

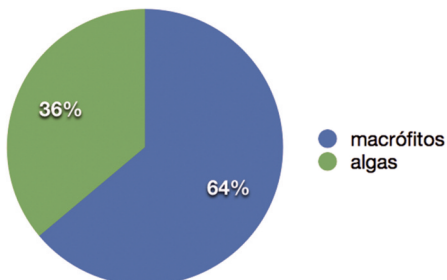


Figura 28: Vegetación acuática dominante.

agua con vegetación acuática dominan los macrófitos frente a las algas, mientras que en el 36 % restante dominan las algas.

Casi la mitad de las masas de agua usadas en la reproducción no presentan problemas de conservación relevantes, mientras que casi un tercio presentan al menos una amenaza y el tercio restante dos o más problemas importantes. La problemática más habitual que presenta la especie en los lugares de puesta es la dificultad de acceso tanto de los machos a la hora de soltar las puestas, como de los recién metamorfoseados para abandonar el agua (casi el 46 % de los medios). El 36 % de los problemas corresponden a manejo inadecuado en la gestión de los puntos de agua, como la retirada de la vegetación acuática sin respetar las larvas presentes. Otros problemas menos habituales son el abandono de las instalaciones, la falta de aporte hídrico, la introducción de especies invasoras -gambusia y cangrejo de río americano-, así como molestias por el ganado.

El 46 % de los medios empleados en la reproducción se usan en ganadería, mientras que el 39 % tiene uso agrícola, el 25 % está en desuso, el 15 % tiene usos forestales y el 13 % usos recreativos.

El aporte de agua de los medios empleados en la reproducción corresponde a manantiales en la gran mayoría de los casos (72 %), mientras que el 16 % de los medios acuáticos se alimentan de arroyos.

La mitad de las masas de agua donde se encuentra la especie corresponden a poblaciones extremadamente pequeñas, con menos de 50 larvas invernantes presentes en el momento del muestreo. Por el contrario, solo el 13 % de las poblaciones pueden considerarse de tamaño aceptable con más de 500 larvas invernantes.

En el 56 % de las masas de agua no aparecen otras especies de anfibios, mientras que en un 32 % *A. dickhilleni* comparte el

medio con otra especie, y en un 12 % de los casos hay más de una especie acompañante. Las especies más habituales que comparten los medio de *A. dickhilleni* son, por este orden, *P. perezii*, *S. salamandra*, *Pelodytes* spp., *B. bufo* y *B. calamita*.

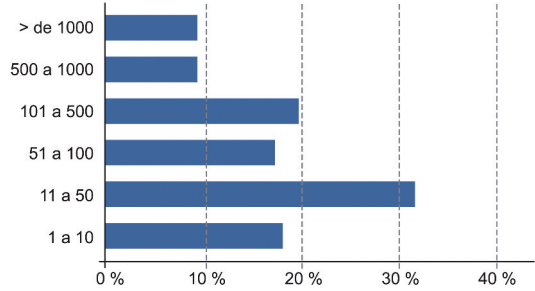


Figura 29: Abundancia larvaria estimada.

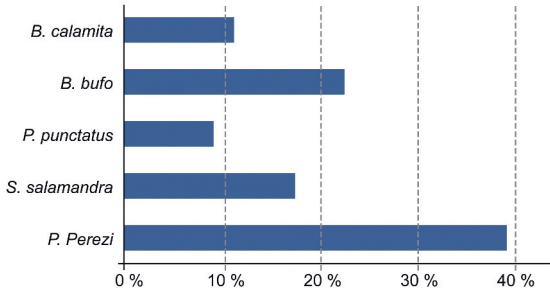


Figura 30: Otras especies de anfibios presentes.

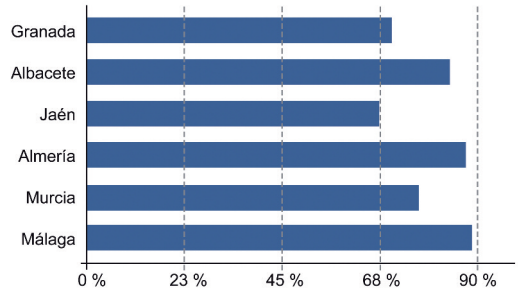


Figura 31: Ocupación de la especie.

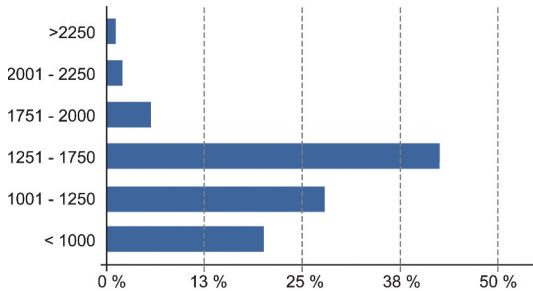


Figura 32: Distribución altitudinal de los hábitats reproductivos.

Capítulo 6. Poblaciones seleccionadas para su seguimiento anual

A continuación se proponen tres localidades por provincia para su seguimiento a largo plazo. Se trata en todos los casos de lugares accesibles y en los que la visibilidad de las larvas es relativamente alta, de modo que los muestreos se pueden realizar mediante conteo directo.

Para cada provincia, siempre que ha sido posible, se han seleccionado lugares con diferente categoría de abundancia: uno de 11-50 larvas, otro de 101-500 y otro con más de 1000 larvas.

6.1. Provincia de Albacete

Enrique Ayllón

Asociación Herpetológica Española



Figura 33

• Fuente del Morrico, Yetas de Abajo.

Abrevadero que consta de un manantial (arqueta descubierta) que alimenta 4 vasos, tres de ellos de piedra y cemento y un último de metal de uso ganadero. Se encuentra en el borde de una pista asfaltada en el entorno del núcleo rural en una zona de matorrales con pequeñas manchas de cultivos de olivos. El tamaño poblacional estimado es de entre 101-500 larvas. Presenta un deterioro patente, y sería aconsejable una remodelación y la sustitución del último tornajo metálico por uno de construcción similar a los anteriores.

• Fuente Blanca, Vereda de Borruga, Riopar.

Abrevadero de cemento forrado de roca y con rampa de acceso para favorecer la entrada de adultos a los puntos de agua. Está situada en una pista de tierra en un entorno de pinar. El tamaño poblacional estimado es de entre 11-50 larvas. Presenta un buen estado de conservación, sin amenazas aparentes, y se han tomado medidas para favorecer la reproducción de las especie.



Figura 34



Figura 35

• Fuente del Cementerio. Riopar Viejo, Riopar.

Fuente ornamental de cemento y piedra con tres vasos circulares en cascada. De uso recreativo, se encuentra en el núcleo urbano de Riopar Viejo, en las inmediaciones de una capilla y un cementerio muy visitado turísticamente. El tamaño poblacional estimado es de entre 11-50 larvas. Las amenazas aparentes están relacionadas con la presión turística y el abandono de desperdicios en la propia fuente. La limpieza ante celebraciones relacionadas con la ermita, también puede generar problemas.

6.2. Provincia de Almería

Emilio González-Miras

Agencia de Medio Ambiente y Agua. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía

• Fuente del Barranco del Fraile, Bacaes.

Se trata de una fuente de agua permanente que tiene asociada un abrevadero de un solo cuerpo. Se encuentra a 1610 msnm a los pies de la Tética de Bacaes, uno de los principales picos de la Sierra de los Filabres. La vegetación del entorno está compuesta por una mezcla de monte bajo con cultivos de almendros, además de alguna pequeña repoblación de *Pinus sylvestris* y *P. nigra*. Está en el interior de un Monte Público, propiedad del Ayuntamiento de Bacaes. El único anfibio que se reproduce en el abrevadero es el sapo partero bético, aunque la población es muy escasa. En 2010 tan solo se contabilizaron 12 larvas. El lugar está muy manejado por pastores, que habitualmente limpian el interior causando la muerte de la mayoría de las larvas. Por suerte, a escasos 200 m por debajo, en el interior de una propiedad privada, existe una pequeña balsa donde también se reproduce la especie.



Figura 36

• Fuente del Barranco de la Leña, Fondón.

Se trata de una pequeña fuente con pilar situada a 1400 msnm en el área recreativa de Fuente Mahón-la Parra, en la Sierra de Gádor. Se encuentra inmersa en el interior de un pinar de repoblación de *Pinus halepensis* junto a un barranco en el que la vegetación de ribera es abundante.



Figura 37

Tanto la fuente como el entorno se encontraban muy deteriorados. De la fuente no brotaba agua, aunque el pequeño pilar mantenía agua de lluvia durante todo el año, lo que permitía que el sapo partero bético se reprodujera. En 2009 la fuente y el entorno fueron restaurados por la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía y se construyeron además dos abrevaderos que fueron vallados para impedir su manejo. En 2010 se contabilizaron 214 larvas de sapo partero bético. Es previsible que las actuaciones realizadas permitan que esta población se recupere en los próximos años.

• La Gabiarra, Laujar de Andarax.

Las Minas de la Gabiarra están situadas en el interior del Parque Nacional de Sierra Nevada a 2200 msnm. Se trata de una antigua explotación minera en la que hay una charca de grandes dimensiones que mantiene la población de sapo partero bético más abundante de Almería. La vegetación alrededor de la charca es muy escasa y la del entorno está compuesta en su mayoría por piornales de alta montaña y pinares de repoblación de *Pinus sylvestris*. La charca en la que se reproducía la especie se encontraba amenazada por colmatación. Sin embargo, tras adquirir los terrenos el Parque Nacional de Sierra Nevada, tanto la charca como el entorno fueron objeto de una restauración ambiental. En 2010 se contabilizaron 3927 larvas de sapo partero bético. Además de esta especie también se reproducen aquí el sapo corredor (*Bufo calamita*) y el sapo común (*B. bufo*).



Figura 38

6.3. Provincia de Granada

Maribel Benítez

Universidad de Granada

• Ermita Vieja, Dílar.

Se trata de un estanque de cemento, con paredes verticales, de 6 m de longitud, 4 m de anchura y 1,3 m de profundidad. Situado a 1400 msnm, en la orla calizo-dolomítica de Sierra Nevada, junto a una fuente con agua permanente y rodeado de pinar de repoblación y nogales. Esta alberca ha sido restaurada recientemente, adaptándola a los requerimientos de la especie. Además, la línea

de colaboración que se mantiene con los gestores del Espacio Natural de Sierra Nevada, hace suponer la no existencia de amenazas inmediatas para su conservación. Población invernante con abundancia superior a 1000 larvas. Aunque el agua es transparente y, por tanto, la visibilidad es buena, en invierno las larvas son menos visibles por que presentan menos actividad, pasando más tiempo refugiadas entre la vegetación de characeas. En cinco años de seguimiento de esta población no se ha detectado larvas de otra especie de anfibio.



Figura 39



Figura 40

• Pozo de la Nieve, Baza.

Se trata de una fuente con pilón con dos abrevaderos antiguos y otros dos de reciente construcción. Está ubicada en el Parque Natural de la Sierra de Baza, a 2017 msnm, entre prados y pinares de montaña. Tiene fácil acceso y una buena visibilidad de las larvas. En 2010 el número de larvas en primavera fue de 356. Hay larvas durante todo el año. En el abrevadero no se han detectado larvas de otras especies de anfibios, aunque en los alrededores hay *Bufo calamita*. No presenta amenazas para su conservación desde que se instalaron los nuevos pilones de cemento, aunque necesita más labor de concienciación de la población local (sobre todo a los pastores) sobre el uso y manejo del microhábitat.

• Cerro de las Minas, Albuñuelas.

Población estacional con abundancia baja, situada en la Sierra de Los Guájares, con buen acceso, a 990 msnm en un monte de titularidad pública y próximo al camino forestal de Las Albuñuelas en sentido hacia el puerto de La Toba. Se trata del pilón de una fuente de construcción reciente, rodeada de pinar de repoblación. Es una población que podría ser de abundancia media si se mejorara el hábitat. En la primavera de 2010 el número de larvas censadas fue de 70. Comparte hábitat con *Bufo calamita*. Los problemas de conservación están relacionados con la falta de garantía en el aporte de agua debido al pobre mantenimiento de la instalación. En ocasiones se seca como consecuencia de la inestabilidad de la tubería de en-



Figura 41

trada. Además, sería necesaria la instalación de rampas para el acceso, entrada y salida, de los ejemplares.

6.4. Provincia de Jaén

Luis García-Cardenete

Agencia de Medio Ambiente y Agua. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía



Figura 41

• Pilar del Puerto. Mancha Real.

Abrevadero en vía pecuaria (vereda de Pegalajar a Úbeda), situado a 976 msnm en las estribaciones noroccidentales de Sierra Mágina (La Sierrezuela). La fuente está ubicada junto a un camino, en el borde de un área forestal de encina y pino carrasco, con agua permanente y refugios rocosos alrededor. El acceso a la vereda se encuentra en el núcleo urbano de Mancha Real, desde la urbanización La Barrena. El sapo partero comparte hábitat con la rana común, aunque no se ha confirmado la reproducción de esta en el pilón. Un elevado número de larvas de sapo partero pasan el invierno en el mismo, no registrándose grandes fluctuaciones en su número entre estaciones y temporadas.

A pesar de ser una zona muy transitada y utilizada por el ganado, no parece sufrir un manejo ni limpieza muy intensiva.

• Cueva Paría, Santiago - Pontones.

La balsa de Cueva Paría se ubica dentro de los Campos de Hernán Perea, una zona eminentemente ganadera de la Sierra de Segura, dentro del Parque Natural de las Sierras de Cazorra, Segura y Las Villas. Se accede por la pista forestal que se interna en el parque desde Fuente Segura de Arriba. Se trata de un antiguo dique cuyo vaso ha sido revestido de tela asfáltica, de grandes dimensiones y que únicamente se seca en años de sequía. La vegetación alrededor está muy influenciada por la presión ganadera, estando compuesta por pastizal con escaso matorral. El refugio para los anfibios está constituido por abundante roquedo y galerías de micromamíferos. La única amenaza detectada es el trasvase de larvas de la balsa a los abrevaderos metálicos, que presentan problemas de salida de los metamórficos. Desde otoño de 2010 este problema se ha resuelto colocando un filtro en la toma de la balsa. El hábitat es compartido durante la reproducción con sapo corredor (*Bufo calamita*) y sapillo moteado común (*Pelodytes punctatus*). De las tres es-



Figura 43

pecies, la más abundante es el sapo partero bético, con varios miles de larvas censadas en cada visita, independientemente de la época.



Figura 44

• Fuente de Casablanca, Campillo de Arenas.

Se trata de un pilón junto a la cortijada homónima, situada a 1097 msnm en la Sierra de Alta Coloma, término de Campillo de Arenas. El acceso se realiza por medio del camino vecinal JV-2228, a aproximadamente 4 km del núcleo urbano. Es una fuente de agua permanente sobre un pilón, con un

encharcamiento de cierta entidad a escasos metros, donde no se ha localizado sapo partero. La vegetación del entorno se compone de encinar disperso y matorral, junto con cultivos de olivo, con cubierta herbácea ruderal en torno a la fuente. El único anfibio que se reproduce en el abrevadero es el sapo partero bético, supuestamente con una población escasa. En el censo realizado en 2010 tan solo se contabilizaron 69 larvas. Se trata de un lugar de paso, muy transitado y que es limpiado habitualmente, por lo que el número de larvas probablemente sea muy superior con un manejo menos intensivo.

6.5. Provincia de Málaga

David García-Alonso¹ y Alberto Escolano²

¹ Bioparc Fuengirola; Universidad de Málaga

² Asociación Amigos del sapo partero bético

• Fuente Borriqueros, Canillas de Albaida.

Situada a 947 msnm, se accede a ella mediante una pista forestal, que parte del mismo municipio. Esta fuente de agua permanente está asociada a un abrevadero de un solo cuerpo, que vierte su agua a un arroyo. Esta rodeado de matorral fundamentalmente y de pinares de *Pinus pinaster*. Las larvas se

encuentran en mayor medida en el abrevadero a lo largo de todo el año, pudiendo observar individuos invernantes junto con larvas del año actual. También durante los meses de primavera se encuentran gran cantidad de larvas en el arroyo que pasa cerca de esta fuente, aunque solo en el tramo aguas abajo de la fuente.

Se han contabilizado hasta 600 larvas. No se ha detectado ninguna otra especie de anfibio. Los problemas de conservación están relacionados, fundamen-



Figura 45

talmente, con el manejo que hacen los pastores y técnicos de medio ambiente, y que se reducen a la limpieza de la misma de manera muy puntual (solo hemos visto una de estas limpiezas en los últimos 3 años).

• La Rahige, Canillas de Aceituno.

Se localiza en una antigua área recreativa a una altura de 701 msnm, en un pequeño barranco formado por el encajamiento del río Almanchares. La zona es un bosque de *Pinus pinaster* y vegetación típica de ribera. Situado en la carretera que discurre hacia Sedella, en la actualidad se está reformando para pasar de ser un área recreativa a una zona especial de protección de anfibios. Históricamente se han encontrado larvas en el cauce del río. En los años 70 se construyó una pequeña presa para contener el agua del río y que sirviera como zona de recreo y baño, constituyéndose como una estructura ideal para la reproducción del sapo partero, contabilizándose cientos de larvas en esta presa. Con las fuertes precipitaciones de 2009 se colmató la presa y el número de larvas bajó drásticamente. En uno de los márgenes del cauce existe un pilón en el que también se localizan larvas de sapo partero. En los dos últimos años el número de larvas contabilizadas varió entre 0 y 50. Esta disminución tan acusada, vino a coincidir con la aparición de individuos infectados por hongos quitridios. El hongo, junto con el uso que se hace de la zona (barranquismo, barbacoas, etc.), serían las principales amenazas de esta población. También se han localizado en la zona ejemplares de sapo común (*Bufo bufo*), rana común (*Pelophylax perezi*) y sapillo pintojo meridional (*Discoglossus jeanneae*).



Figura 46

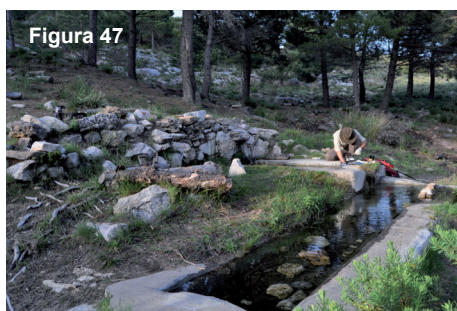


Figura 47

• Fuente La Rábita, Canillas de Aceituno.

Situada a 1080 msnm en el sendero que parte del pueblo y llega hasta la Maroma, punto más alto de la sierra. Esta fuente permanente está asociada a dos abrevaderos contiguos dentro de una pequeña masa forestal de *Pinus pinaster* y matorral.

El número de larvas presente varió entre 50 y 250 aproximadamente. Las amenazas más importantes de la población son el mantenimiento de los dos abrevaderos. En 2009, la pérdida de agua en uno de ellos ocasionó la muerte de las larvas existentes. Al igual que en la Rahige, también se encuentra infectado con el hongo causante de la quitridiomycosis. Se han localizado ejemplares de sapo común (*Bufo bufo*), sapillo pintojo meridional (*Discoglossus jeanneae*) y rana común (*Pelophylax perezi*).

6.6. Provincia de Murcia

Andrés Egea-Serrano¹ y Eduardo Escoriza²

¹ Universidad de Murcia

² AHEMUR

• Fuente Cortijo del Moralejo, Macizo de Revolcadores.

Se trata de una fuente que alimenta un abrevadero y una balsa asociada. El entorno es un pinar y matorral espinoso, con fuertes pendientes, y en los alrededores se encuentra una huerta tradicional de montaña abandonada. La población estimada es menor de 100 larvas. Los problemas de conservación que presenta son el deterioro y colmatación del abrevadero, y la ausencia total de agua en la balsa, se comporta como una trampa de caída para muchos ejemplares.



Figura 48



Figura 49

• Fuente del Olmo, Campo de San Juan.

Se trata de una fuente con balsa de cemento asociada. El entorno es un pinar y matorral mediterráneo, en una zona de cultivo de secano. La población estimada de larvas es de entre 100 y 1000 ejemplares. Presenta problemas de conservación típicos de manejo (va-ciado, limpieza), y también dificultad de acceso para los ejemplares.

• Fuentecica, Campo de San Juan, Moratalla, Sierra de la Muela.

Bebedero de dimensiones reducidas (1,5 x 0,7 x 0,3 m) abastecido por un manantial. Casi la totalidad de este cuerpo de agua se encuentra desprovisto de vegetación. Se encuentra ubicado en una zona forestal donde están presentes pinos, sabinas y carrascas. Sin embargo, el entorno inmediato corresponde a un pequeño huerto familiar. En esta localidad se encuentran abundancias larvianas comprendidas entre 51-100 (muestreo primaveral) y 101-500 larvas (muestreo otoñal). Está expuesta a un manejo inadecuado y entraña dificultad de entrada al agua.



Figura 50

Capítulo 7. Distribución y análisis espacial

Dani Villero^{1,2}, Lluís Brotons¹, Jordi Cristóbal³, Gustavo A. Llorente², Albert Montori² y Jaime Bosch⁴

¹ Área de Biodiversitat, Centre Tecnològic Forestal de Catalunya (CTFC)

² Departament de Biologia Animal. Fac. Biologia. Univ. Barcelona

³ Departament de Biologia Animal, de Biologia Vegetal i d'Ecologia, Unitat de Botànica. U.A.B.

⁴ Museo Nacional de Ciencias Naturales, CSIC

Antecedentes y objetivos

Aunque tradicionalmente la distribución de especies de herpetos se ha analizado a escalas geográficas groseras de 10 x 10 Km (Pleguezuelos *et al.*, 2002), el desarrollo de los métodos de modelización de la distribución de especies (en adelante SDM, *species distribution models*) ha abierto la puerta al análisis de la distribución de las especies a escalas geográficas más detalladas. En este sentido, en los últimos años han proliferado trabajos en el campo de la herpetología que se han valido de estas técnicas para analizar la distribución de varias especies (Santos *et al.*, 2006; Sillero *et al.*, 2010), incluyendo la primera monografía SARE, dedicada a *Algyroides marchii* (Carretero *et al.*, 2010). El objetivo general del presente capítulo es analizar a diferentes escalas geográficas la distribución de *Alytes dickhilleni* a partir de datos de los muestreos y en base a SDM, con la finalidad de identificar áreas relevantes que permitan priorizar medidas de conservación y seguimiento para la especie.

Métodos

Los SDM son métodos numéricos que relacionan información sobre la presencia (y/o ausencia o abundancia) de especies en localidades muestreadas, con información sobre las características ambientales y/o espaciales de dichas localidades (Elith & Leathwick, 2009). Los modelos construidos en base a estas relaciones permiten predecir la presencia de especies en áreas no muestreadas (Guisan & Zimmermann, 2000). Por tanto, el desarrollo de SDM requiere de información corológica sobre las especies (variable dependiente o de respuesta) e información ambiental homogénea para el ámbito geográfico estudiado (variable independiente o predictiva).

Datos corológicos obtenidos en los muestreos

En los muestreos se visitaron un total de 517 localidades (Figura 51), incluyendo diversos tipos de masas de agua y arroyos, todas ellas adecuadamente caracterizadas y georeferenciadas, dónde se recogieron datos de abundancia relativa de larvas (Capítulo 5). Dado que generalmente los anfibios muestran oscilaciones poblacionales interanuales importantes, para el desarrollo de SDM se consideró más adecuado trabajar con datos de presencia y ausencia. En este sentido, la especie apareció en 330 localidades, faltando en las 187 localidades restantes (Figura 52).

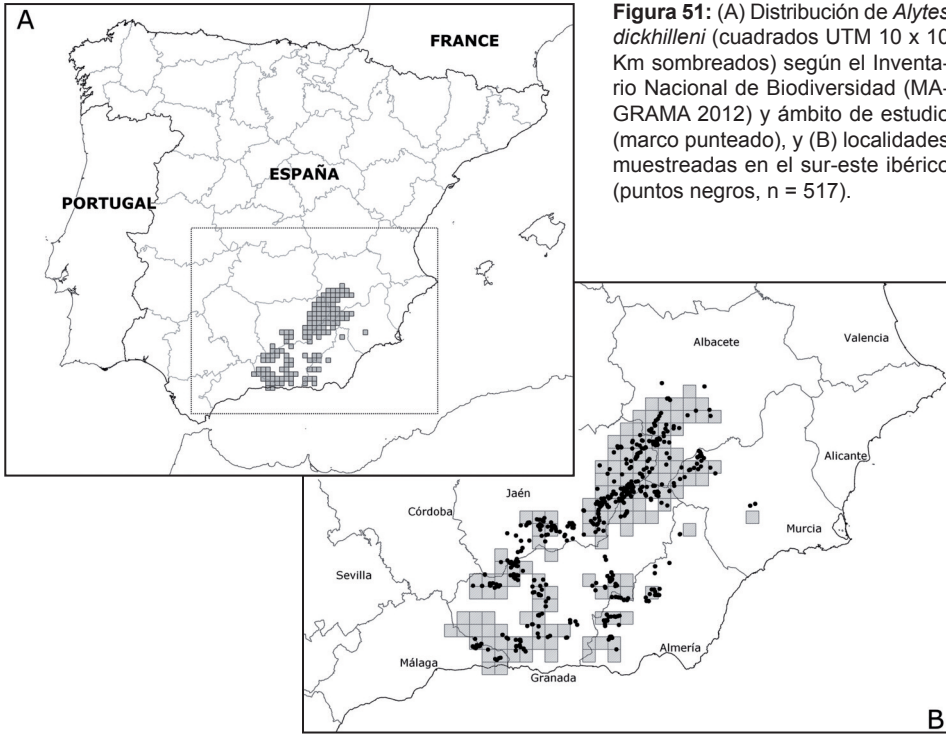


Figura 51: (A) Distribución de *Alytes dickhilleni* (cuadrados UTM 10 x 10 Km sombreados) según el Inventario Nacional de Biodiversidad (MAGRAMA 2012) y ámbito de estudio (marco punteado), y (B) localidades muestreadas en el sur-este ibérico (puntos negros, n = 517).

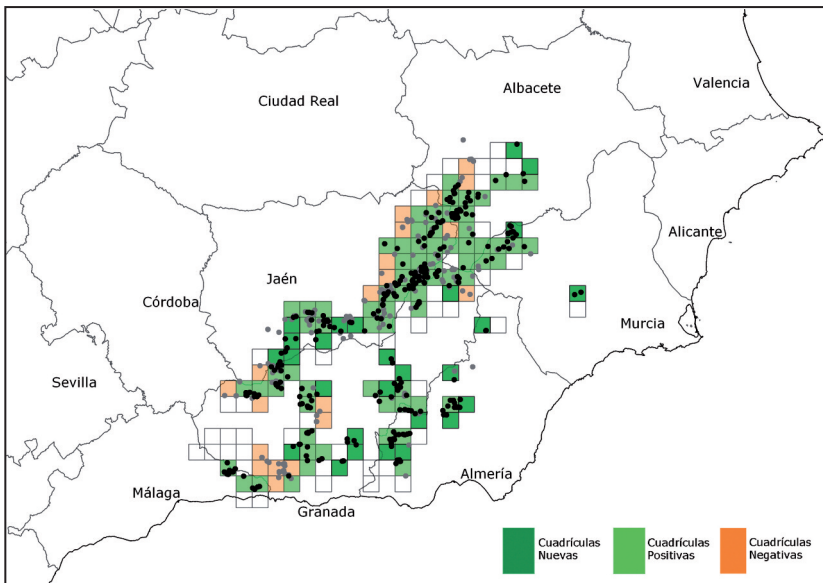


Figura 52: Distribución regional en cuadrículas UTM 10 x 10 Km de sapo partero bético (*Alytes dickhilleni*) diferenciando nuevas cuadrículas respecto al Inventario Nacional de Biodiversidad (MAGRAMA 2012), cuadrículas dónde se ha confirmado su presencia (positivas) y cuadrículas dónde no se ha confirmado su presencia (negativas). Los puntos muestran las localidades muestreadas, indicando presencias con color negro (n = 330) y ausencias con color gris (n = 187).

VARIABLES AMBIENTALES

El desarrollo de SDM depende de la disponibilidad de cartografía de temática ambiental adecuada a la ecología de las especies. Los últimos años diversas instituciones han llevado a cabo un gran esfuerzo dirigido a la generación de este tipo de información, ofreciendo gratuitamente productos cartográficos de calidad contrastada para diversos ámbitos geográficos. En el presente estudio se exploraron diversas fuentes de información con el objetivo de incorporar aquellos factores que *a priori* condicionan la distribución del sapo partero bético a escala regional y local (García-París, 2000). Análisis previos descartaron las fuentes de información que resultaron poco relevantes (p.ej. Corine Land Cover 2006 v13, European Environmental Agency), y perfilaron las variables ambientales incluidas finalmente en los modelos, que se pueden resumir en:

- ♦ **Clima:** condicionante principal de la distribución de anfibios a escala regional (Duellman, 1999). Dado el elevado grado de correlación entre los valores mensuales de precipitación y temperaturas máximas, medias y mínimas, finalmente se seleccionaron la temperatura máxima y mínima anual y la disponibilidad hídrica. Ésta última, calculada como la diferencia entre precipitación anual y evapotranspiración potencial anual, es el volumen total de agua de lluvia que queda disponible en el suelo tras la evapotranspiración. En este caso, la evapotranspiración potencial se calculó con el método de Thornwaite (Thornthwaite, 1948). Los datos climáticos originales proceden del Atlas Climático Digital de la Península Ibérica (Ninyerola *et al.*, 2005), con una resolución espacial de 200 m.
- ♦ **Relieve:** aunque a escala regional se relaciona estrechamente con las variables climáticas, a escalas locales aporta información sobre la estructura y disposición del terreno. Las variables seleccionadas fueron la altitud, pendiente y el índice de curvatura del terreno, ésta última para diferenciar fondos de valle (valores positivos) de crestas y otras zonas elevadas (valores negativos). Las variables fueron calculadas a partir del Modelo Digital de Elevaciones SRTM (USGS, 2006) de 100 m de resolución.
- ♦ **Índices de vegetación:** se obtienen mediante la información que captan los sensores remotos y se relacionan con la estructura, la actividad fenológica o bien la humedad de la cubierta vegetal; siendo el *Normalized Difference Vegetation Index* (NDVI) y el *Enhanced Vegetation Index* (EVI) dos de los índices más comúnmente usados. Entre las diversas plataformas disponibles, el sensor MODIS a bordo de los satélites AQUA y TERRA ofrece índices de vegetación resumidos para diferentes escalas geográficas y temporales, existiendo productos con resoluciones de 250, 500 y 1000 m y una resolución temporal de 16 días y mensual, correspondientes al producto MOD13 – *Vegetation indices*. Para este estudio se han seleccionado el producto a 250 y 500 m a una resolución temporal de 16 días. Dado que se trata de información tomada con una determinada cadencia temporal (diaria en el caso de TERRA/AQUA MODIS), se procesaron datos correspondientes a la primera mitad del 2010, período en que se realizaron los muestreos. Finalmente, las limitaciones de tiempo solo permitieron utilizar imágenes de

4 meses para el índice EVI: enero (1/1/10), febrero (2/2/10), marzo (22/3/10) y junio (23/6/10); y 3 meses para el NDVI: febrero (18/2/10), abril (7/4/10) y junio (26/6/10). Estos datos se distribuyen a través del LPDAAC (Land Processes Distributed Active Archive Center), perteneciente al United States Geological Survey (USGS) Earth Resources Observation and Science (EROS) Center (<https://lpdaac.usgs.gov/>).

La resolución de los análisis se ajustó a la resolución original de los índices de vegetación, por lo que todas las variables se homogeneizaron a una resolución de 250 m y 500 m. A efectos de optimizar el tiempo de procesado de los modelos, el ámbito del análisis se acotó al sur-este peninsular (Figura 51).

Calibración y evaluación de modelos de distribución de especies

Existen numerosas técnicas para la calibración de SDM, dependiendo la aplicación de una u otra fundamentalmente de la disponibilidad de datos de presencia y ausencia o bien de datos únicamente de presencia. Para identificar la técnica más adecuada se realizaron análisis exploratorios con métodos basados en datos de presencia/ausencia (*Generalized Linear Model* - GLM) y métodos basados en solo presencias (*Maximum Entropy* - Maxent), empleando variables ambientales homogeneizadas a resoluciones de 250 m y 500 m. Por un lado se calibraron GLM utilizando un modelo binomial y buscando el modelo más parsimonioso en base a un procedimiento automático por pasos que partía de un modelo nulo con una única constante. Estos modelos se desarrollaron con el programa R, utilizando las funciones "glm" y "step" para el desarrollo de los modelos, y "drop1" para la selección del modelo final en base al *Akaike Information Criterion* (AIC) (Brotons *et al.*, 2004). Por otro lado, los modelos de Maxent (Phillips *et al.*, 2006) se calibraron limitando la respuesta de las variables a funciones lineales y cuadráticas, que son las que reflejan de forma más fidedigna la respuesta biológica de las especies al ambiente. En ambos casos, la capacidad predictiva de los modelos se estimó con el estadístico AUC (*Area Under the Curve*) de la curva ROC (*Receiver Operating Characteristics*), calculado a partir de un proceso de validación cruzada en que los datos originales se dividieron en 10 submuestras, y en el que cada submuestra era utilizada para validar un modelo calibrado con las 9 submuestras restantes. Los resultados obtenidos pusieron de manifiesto que los modelos Maxent (AUC > 0,9) mejoraron significativamente las predicciones obtenidas con GLM (AUC < 0,75). El peor rendimiento de los GLM se justifica por la dificultad de separar las ausencias respecto a las presencias en base a los factores ambientales incluidos en los modelos, lo que sugiere que a escala local existen factores poblacionales o ambientales, más allá de los factores aquí estudiados, que condicionarían la ocupación de masas de agua por parte de la especie.

El modelo Maxent final se desarrolló con el 100 % de los datos originales y con una resolución de 250 m. En este caso, el modelo resultante se representa en un mapa raster con valores logísticos entre 0 y 1 que expresan el índice de idoneidad del hábitat (*habitat suitability*) (Figura 53), que se pueden interpretar de forma similar a estimas de probabilidad de presencia condicionada a las variables ambientales incluidas en los modelos (Phillips & Dudik, 2008).

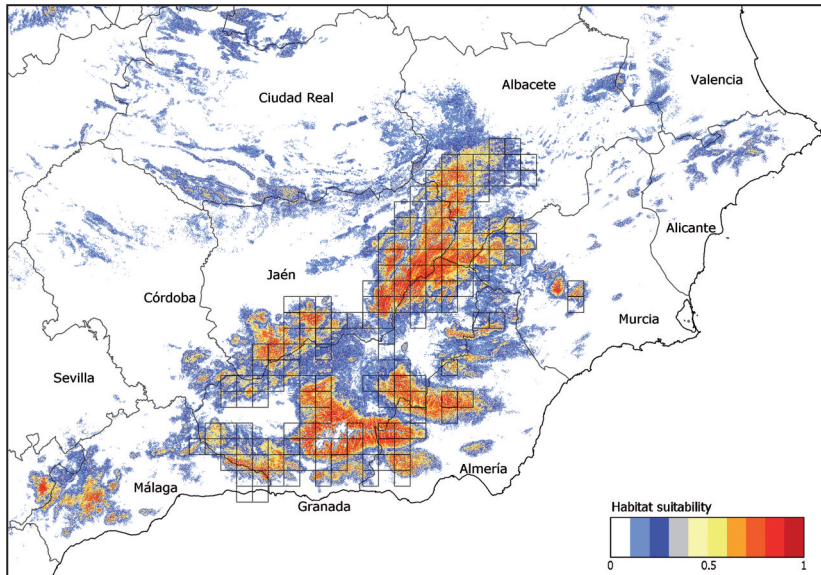


Figura 53: Modelo de distribución de sapo partero bético (*Alytes dickhilleni*) y cuadrículas UTM 10 x 10 Km con datos actualizados de presencia de la especie.

Zonación de modelos de distribución

Más allá de los valores logísticos de idoneidad de hábitat o probabilidad de aparición, los SDM no aportan información sobre la presencia o ausencia de la especie en un determinado punto o de la importancia relativa de diferentes áreas para la especie. Para obtener esta información es necesario definir umbrales o puntos de corte que permitan delimitar y jerarquizar las áreas con presencia de la especie.

De la gran variedad de criterios existentes para definir puntos de corte (Liu *et al.*, 2005), finalmente se optó por un método numérico que combina dos aproximaciones con un fuerte componente ecológico para establecer después tres niveles de áreas relevantes: Zonas Adecuadas, Zonas Buenas y Zonas Óptimas (Herrando *et al.*, 2011). El punto de corte para delimitar las Zonas Adecuadas o área de presencia se definió en función de la prevalencia de los datos corológicos, siendo el percentil 10 de idoneidad de hábitat (i.e. 10 % de datos con valores más bajos) el umbral finalmente seleccionado. El promedio de la idoneidad de hábitat dentro del área de presencia ofreció el segundo punto de corte que separa las Zonas Adecuadas de las Zonas Buenas. El tercer punto de corte se definió como el promedio de valores de idoneidad de hábitat por encima del umbral de las Zonas Buenas, y delimitó el tercer nivel de áreas relevantes (Zonas Óptimas) (Figura 54).

Resultados y discusión

Las 517 localidades muestreadas estaban localizadas en 128 cuadrículas UTM 10 x 10 km, entre las que se incluyeron 36 cuadrículas fuera del área de distribución conocida de la especie. De éstas, la especie fue hallada en 27 nuevas

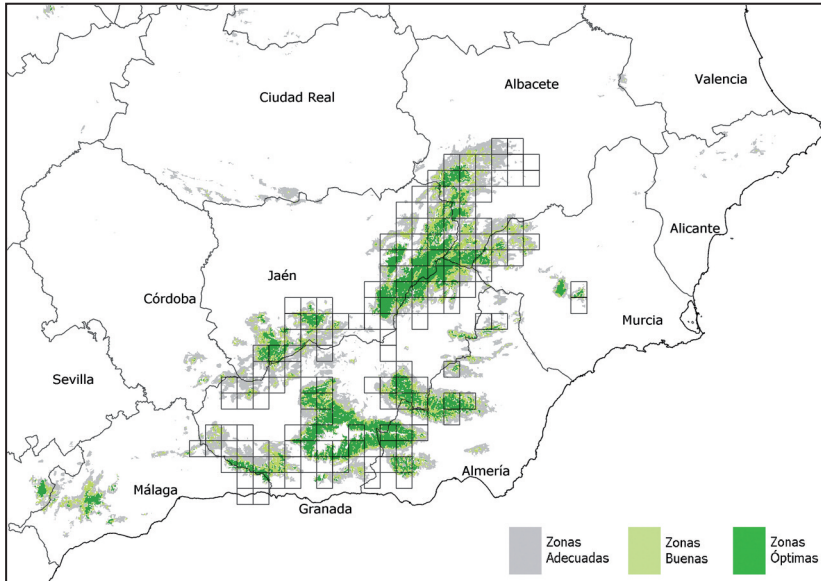


Figura 54: Zonación del modelo de distribución de sapo partero bético (*Alytes dickhilleni*) en tres niveles de áreas relevantes, y cuadrículas UTM 10 x 10 Km con datos actualizados de presencia de la especie.

cuadrículas, mayoritariamente adyacentes a cuadrículas donde la especie ya había sido registrada. Sólo apareció en 1 cuadrícula aislada de la distribución conocida, la WG44, localizada en la Sierra de Estancias (Almería).

De las 138 cuadrículas UTM 10 x 10 km que configuran la distribución de la especie según el Inventario Nacional de Biodiversidad (MAGRAMA 2012) (Figura 51), se muestrearon un total de 92 cuadrículas. La presencia de la especie se confirmó en 72 cuadrículas, habiendo 20 cuadrículas donde los muestreos resultaron negativos (Figura 52).

El modelo Maxent final ofreció unos estadísticos de evaluación muy altos, $AUC = 0,944$ ($Std.Dev = 0,02$), lo que indica un poder predictivo excelente (Figura 53). Así mismo, el carácter eminentemente predictivo de esta técnica limita la interpretación ecológica de las variables y su papel en el modelo. El orden de importancia de las variables según el test jackknife y su porcentaje de contribución al modelo, indicado entre paréntesis, fue el siguiente: altitud (65,8 %), curvatura (9,6 %), temperatura mínima anual (2,9 %), pendiente (6,1 %), temperatura máxima anual (2,2 %), NDVI junio (7,7 %), disponibilidad hídrica (1,1 %), NDVI abril (2,7 %), EVI junio (0,4 %), EVI marzo (0,1 %), EVI febrero (1 %), NDVI febrero (0,2 %) y EVI enero (0,2 %). La Figura 55 muestra las curvas de respuesta de algunas de las variables más relevantes.

Respecto a las predicciones obtenidas, en líneas generales el modelo se ajustó en gran medida a las cuadrículas UTM 10 x 10 km dónde se encuentra la especie (Figura 53), ofreciendo continuidad en la distribución en áreas donde faltan muestreos, como algunas áreas de las sierras de Filabres, Nevada y Contraviesa, y desbordando en áreas periféricas como las sierras de Estancias y María,

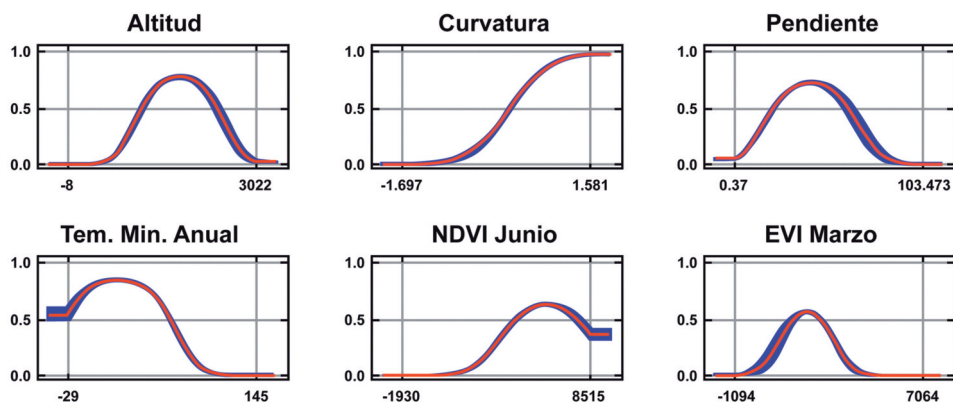


Figura 55: Curvas de respuesta de las variables ambientales más relevantes en el modelo de sapo partero bético (*Alytes dickhilleni*). Unidades: Altitud (metros); Curvatura (índice de curvatura); Pendiente (%), Temperatura (décimas de °C), NDVI y EVI (milésimas de índice de vegetación).

y otras sierras subbéticas en Córdoba y Jaén. Cabe destacar además la aparición de dos áreas favorables aisladas del eje principal de la distribución, uno occidental localizado en las sierras de Ronda, Bermeja y Grazalema, que reforzaría la hipótesis de la presencia de la especie en esta zona (García-París, 2000), y el otro oriental localizado en la sierra de Alhamilla.

La zonación del modelo Maxent final se realizó en base a los umbrales de idoneidad de hábitat: 0,252 para Zonas Adecuadas, 0,498 para Zonas Buenas y 0,669 para Zonas Óptimas (Figura 54). La definición de las áreas relevantes permitió el cálculo de superficies ocupadas por el sapo partero bético, que se relacionaron con diferentes unidades administrativas y de relieve (Tabla 2). Estos cálculos estimaron una superficie total para la especie de aproximadamente 14.202 Km², el 29 % de los cuales correspondió a Zonas Óptimas y el 19 % a Zonas Buenas. Respecto a las Zonas Óptimas, las unidades de relieve más representativas fueron las Sierras de Segura y Cazorla (37 %), Sierra Nevada (25 %), y Sierras de Baza y Filabres (11 %).

Conclusiones y perspectivas

Se ha ampliado el área de distribución conocida de la especie en 27 cuadrículas UTM 10 x 10 km, todas ellas localizadas en macizos con información previa sobre la presencia de la especie, a excepción de la cuadrícula WG44, que ha supuesto el primer hallazgo de la especie en la Sierra de Estancias (Almería). Por otro lado, la especie no se ha encontrado en 20 cuadrículas dónde anteriormente había sido registrada, localizadas principalmente en áreas periféricas de las sierras de Cazorla y Segura (7 cuadrículas), Alcaraz (3 cuadrículas), Tejeda y Almiñana (5 cuadrículas) y Mágina (3 cuadrículas).

El modelo de hábitat se ajusta bien a las cuadrículas UTM 10 x 10 km con datos de la especie y extiende las predicciones más allá de estas. En general, allí donde las predicciones rebasan las cuadrículas se ponen de manifiesto amplias

Tabla 2: Superficie de áreas relevantes para sapo partero bético (*Alytes dickhilleni*) en diferentes unidades geográficas (macizos o provincias). La superficie está expresada en Km², y entre paréntesis se indica el porcentaje de superficie respecto al total por zonas. Para el total por provincias y por zonas se han excluido los macizos donde no hay registros de la especie (*). El cálculo de superficie ha excluido áreas aisladas de tamaño inferior a 5 Km².

	Zonas adecuadas	Zonas buenas	Zonas óptimas
Total por Macizos			
Sierra de Alcaraz	728 (11,1%)	196 (7,9%)	137 (3,5%)
Sierras de Segura y Cazorla	1759 (26,7%)	900 (36,2%)	1509 (38,4%)
Sierra de Espuña	117 (1,8%)	18 (0,7%)	49 (1,2%)
Sierra de María	238 (3,6%)	53 (2,1%)	27 (0,7%)
Sierras de Baza y Filabres	531 (8,1%)	312 (12,5%)	473 (12%)
Sierras de Mágina y Alta Coloma	1564 (23,7%)	355 (14,3%)	300 (7,6%)
Sierra de Huétor	177 (2,7%)	95 (3,8%)	163 (4,1%)
Sierra Nevada	447 (6,8%)	234 (9,4%)	1027 (26,1%)
Sierra de Gador	153 (2,3%)	75 (3%)	95 (2,4%)
Sierra de Contraviesa	177 (2,7%)	41 (1,7%)	16 (0,4%)
Sierra de Almijara, Tejada, Alhama	693 (10,5%)	207 (8,3%)	139 (3,5%)
Sierra de Estancias*	303	29	8
Sierra de Alhamilla*	56	8	0
Sierras de Ronda, Bermeja y Grazalema*	497	167	130
Total por Provincias			
Albacete	1113 (16,9%)	409 (16,4%)	389 (9,9%)
Almería	755 (11,5%)	336 (13,5%)	603 (15,3%)
Córdoba	169 (2,6%)	16 (0,6%)	0 (0%)
Granada	2465 (37,4%)	903 (36,3%)	1621 (41,2%)
Jaén	1419 (21,6%)	623 (25,1%)	1180 (30%)
Málaga	148 (2,2%)	21 (0,9%)	22 (0,6%)
Murcia	515 (7,8%)	178 (7,2%)	118 (3%)
Total por Zonas	6585 Km ²	2486 Km ²	3934 Km ²

áreas de hábitat favorable que ofrecen continuidad a la distribución de la especie dentro de un mismo macizo o entre macizos colindantes. Este hecho es especialmente relevante en algunas de las principales sierras de las provincias de Almería y Granada, como Sierra Nevada, Sierras de Baza y Filabres y Sierras de Mágina y Alta Coloma. Además, en otros macizos periféricos al eje de distribución de la especie, como la Sierra de Estancias, la Sierra de Alhamilla y, las más alejadas, sierras Bermeja, Ronda y Grazalema, han surgido áreas potenciales que refuerzan posibles hipótesis sobre la presencia de la especie en estas zonas.

La zonación del modelo ha arrojado una estima de la superficie potencial de hábitat adecuado para la especie de 14.202 Km². Considerando sólo las áreas dentro de los macizos donde se ha constatado la presencia de la especie, la superficie queda en 13.004 Km², repartidos en 3934 Km² de Zonas Óptimas (30 %), 2486 Km² de Zonas Buenas (19 %) y 6585 Km² de Zonas Adecuadas (51 %). Si nos fijamos en las Zonas Óptimas, que son las zonas que albergan las mejores condiciones ambientales para la especie, entre las Sierras de Segura y Cazorla (1509 Km²), Sierra Nevada (1027 Km²), Sierras de Baza y Filabres (437 Km²) y Sierras de Mágina y Alta Coloma (300 Km²) concentran más del 80 % de su superficie. Por provincias, entre Granada (1621 Km²), Jaén (1180 Km²) y Almería (603 Km²) albergan más del 80 % de la superficie de hábitat óptimo de la especie.

En definitiva, el análisis de la distribución de *Alytes dickhilleni* a diferentes escalas geográficas aporta información relevante para orientar tanto estrategias de conservación a escala regional como estudios y seguimientos que permitan mejorar los conocimientos sobre la especie. En estos dos ámbitos de aplicación la zonación de la distribución puede resultar una herramienta especialmente útil para estratificar y priorizar las áreas donde actuar con vistas a optimizar los recursos disponibles.

Finalmente, se han identificado una serie de limitaciones que han mermado los resultados obtenidos y que cabe tener en cuenta a la hora de plantear futuros estudios:

En relación con los datos corológicos,

- ◆ sería recomendable estratificar *a priori* los muestreos, teniendo en cuenta gradientes ambientales y geográficos, con el fin de garantizar la representatividad de los datos y facilitar su análisis e interpretación. En este sentido, queda pendiente profundizar en los factores ambientales o poblacionales que condicionan la ausencia de la especie en localidades aparentemente adecuadas.
- ◆ Respecto a las variables ambientales, ha faltado tiempo para profundizar en el uso de los índices de vegetación e incluir también otros índices de humedad, además de ampliar el período de estudio a los trimestres anteriores a los muestreos, con el fin de capturar episodios ambientalmente relevantes (sequías, etc.) para la interpretación de los resultados.
- ◆ Las numerosas técnicas disponibles para el desarrollo de modelos de hábitat no garantizan por sí solas la obtención de buenos resultados. En la medida que se disponga de suficientes datos corológicos y de variables ambientales adecuadas se obtendrán resultados aceptables. Y en la medida que las técnicas de modelización se ajusten a las características de la información de base, se podrán mejorar los resultados. En este sentido, el margen de mejora para los resultados obtenidos en el presente trabajo no pasa necesariamente por el uso de nuevas técnicas de modelización, pero sí que pasa por realizar análisis exploratorios para identificar la técnica que mejor se ajuste a la nueva información de base disponible.

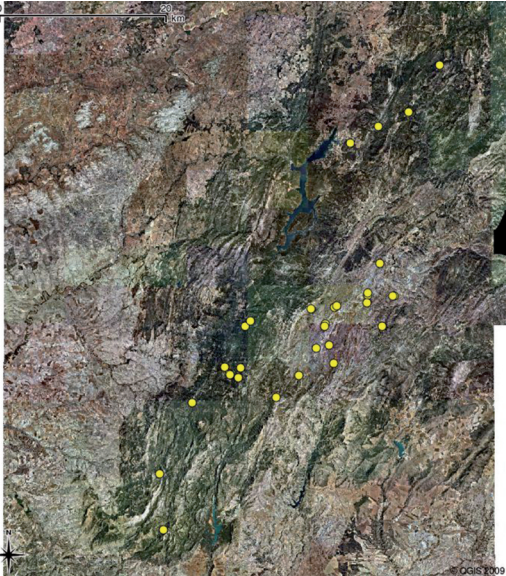
Capítulo 8. Variabilidad genética en las Sierras de Cazorla, Segura y las Villas

Eva M. Albert

Estación Biológica de Doñana, CSIC

Hasta ahora, y después de la descripción de la especie basada en caracteres morfológicos y en aloenzimas en 1995 (Arntzen & García-París, 1995), no se han utilizado caracteres moleculares para obtener datos sobre la posible diferenciación poblacional del sapo partero bético (*Alytes dickhilleni*). En nuestro grupo hemos desarrollado marcadores moleculares microsatélites (Albert *et al.*, 2010), que caracterizan la variabilidad genética individual y poblacional mediante frecuencias génicas. Con estas herramientas moleculares estamos llevando a cabo un seguimiento de la diversidad y el flujo génico entre sus poblaciones. Nuestro trabajo se centra en las poblaciones que se suponen gozan de mejor salud, las de la Sierra de Cazorla, Segura y las Villas.

Uno de los objetivos principales es averiguar que unidades genéticas significativas componen la población total del parque, y cómo se reparten esa diversidad en un paisaje accidentado como el de la Sierra de Cazorla, lleno de profundos valles y altas montañas. Esto podría tener mucho interés en el caso de que una enfermedad, por ejemplo la quitridiomycosis, se expandiera por el Parque, debido a que permitiría averiguar qué poblaciones están genéticamente más aisladas de otras y, por tanto, cuales serían más vulnerables. En aquellas actuaciones de repoblación y manejo de charcas, tiene también un importante valor averiguar la carga genética de las poblaciones, ya que las actuaciones podrían centrarse en aquellas poblaciones con menor diversidad y flujo génico, ahorrándose así esfuerzo y dinero.



Para ello, se realizó una serie de muestreos entre los años 2008-2010 durante los cuales se recogió tejido de cerca de 500 individuos pertenecientes a 26 poblaciones (Figura 56) repartidas a lo largo de todo el Parque. Estas poblaciones incluían tanto enclaves naturales, principalmente arroyos, como artificiales. Las poblaciones artificiales estuvieron compuestas principalmente por grandes piscinas que recogen el agua de lluvia y que después abastecen pequeños abre-

Figura 56: Ortofoto espacial del P. N. de Cazorla donde se muestran en amarillo las 26 poblaciones de *Alytes dickhilleni* muestreadas hasta ahora a lo largo de todo el Parque.

vaderos de ganado, sobre todo en la zona más alta del Parque, llamada los “Campos de Hernán Perea”, pero también de pequeñas fuentes de piedra y abrevaderos de madera, donde las poblaciones de larvas son mucho menos abundantes que en las anteriores.

Los análisis preliminares de 10 poblaciones escogidas a través de una distribución latitudinal y situadas en diferentes cuencas hidrográficas del Parque (Figura 57), mostraron tres grupos diferentes que se pueden apreciar en la gráfica de análisis factorial de correspondencias (Figura 58). Por un lado, estaría el grupo A compuesto de las poblaciones 5 a 13, por otro lado estaría el grupo B que corresponde con las poblaciones 18 y 19, más al norte del Parque y por último, el grupo C compuesto por las poblaciones 20 y 22, correspondientes a la zona de los campos de Hernán Perea, donde las poblaciones se reproducen principalmente en piscinas artificiales debido a la limitación de zonas de cría naturales. *A priori*, una posible explicación de esta partición génica, podría ser la mayor probabilidad de migración dentro las cuencas hidrográficas que entre cuencas. Sin embargo, otra explicación sería el aislamiento de los grupos B y C en zonas donde la conectividad, vía arroyos, es más difícil. La asociación de los tres grupos encontrados con la altitud ha sido descartada, ya que aunque el grupo B y C tienen poblaciones por encima de los 1450 metros de altitud, la población 10 está a 1700 metros.

Aún así, y aunque podemos agrupar las poblaciones analizadas en estos tres grupos, la subdivisión genética no es muy alta, los grupos no están muy separados entre sí, y se puede observar genotipos que pueden unirse a otros grupos, como es el caso de la población 18, donde si bien la mayor parte de la varianza apa-

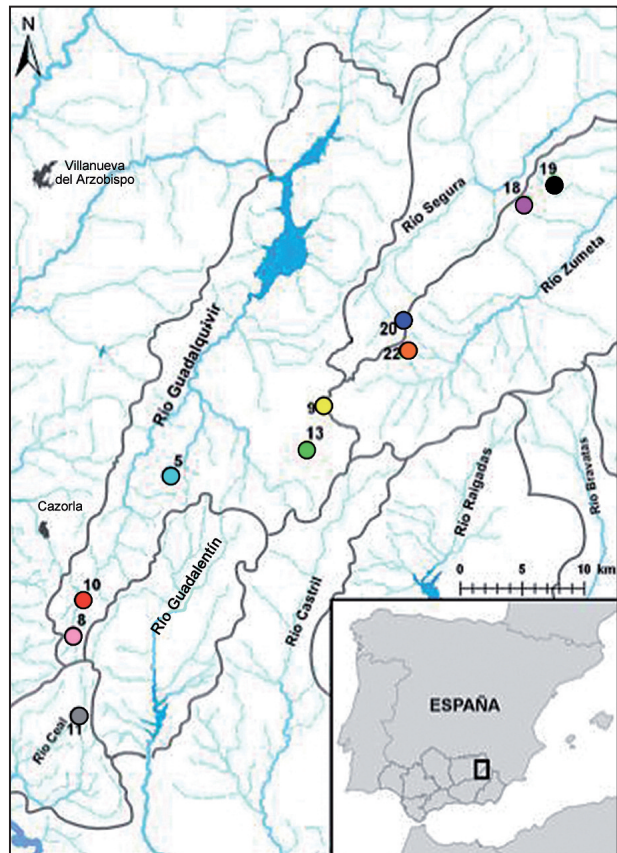


Figura 57: Situación espacial del subconjunto de poblaciones de *A. dickhilleni* analizadas en el P.N. de Cazorla. En azul se muestran los ríos y arroyos, en negro las cuencas hidrográficas. Los colores y números de cada población se corresponden con los de la Figura 58.

rece asociada al grupo B, se puede ver algún genotipo en la zona de los otros dos grupos. Esto podría indicar una alta dispersión de los individuos en esta zona. Es necesario analizar la estructura poblacional basada en aproximaciones bayesianas que corroboren los grupos encontrados.

Por otro lado, la diversidad genética encontrada en el conjunto de las 26 poblaciones (Figura 56) ha sido relativamente alta, con unos valores de heterocigosidad esperada (H_e) que oscilan entre 0,5854 y 0,6919, y una riqueza alélica (AR) de entre 3,605 y 5,711 alelos por locus. Estos valores son relativamente altos, si los comparamos con datos disponibles para una especie del mismo género, *Alytes cisternasii* (Gonçalves *et al.*, 2009), dónde los análisis comprenden todo el área de distribución de la especie, desde Huelva hasta el norte de Portugal. En cuanto a los valores de F_{st} entre poblaciones, estos oscilaron entre 0,0059 y 0,1864, con pares de poblaciones entre las que hay bastante flujo génico, como muestra la Figura 58, y poblaciones en las que se mantiene suficiente diversidad genética como para que haya cierta estructuración.

En general, podemos concluir, a la espera de completar los análisis, que la dispersión entre poblaciones es bastante alta teniendo en cuenta lo abrupto del paisaje. Sin embargo, este alto grado de dispersión también resulta comprensible debido a la abundancia de tramos de agua en la zona que facilitarían dicha dispersión.

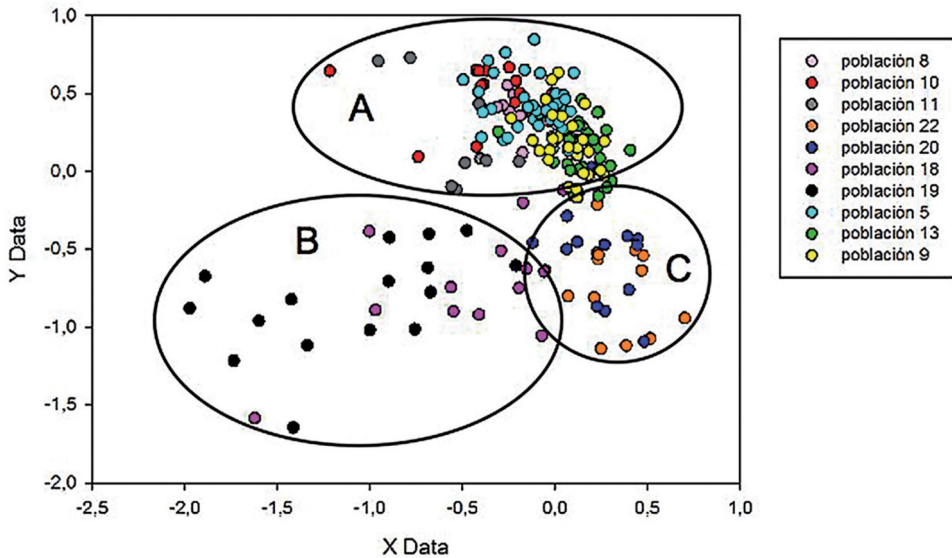


Figura 58: Análisis Factorial de Correspondencias basado en frecuencias alélicas de 11 marcadores moleculares microsatélites en 10 poblaciones del sapo partero bético, *Alytes dickhilleni*, en el P.N. Cazorla.

Capítulo 9. Susceptibilidad a la quitridiomycosis

Jaime Bosch¹ y David García-Alonso²

¹ Museo Nacional de Ciencias Naturales, CSIC

² Bioparc Fuengirola; Universidad de Málaga

La quitridiomycosis, una enfermedad emergente producida por el hongo patógeno *Batrachochytrium dendrobatidis* (*Bd*), es ya reconocida como una de las causas principales del declive generalizado de los anfibios en todo el mundo. Tal es la magnitud del problema, que la quitridiomycosis ha sido definida como "la enfermedad infecciosa conocida más peligrosa para los vertebrados, dado el número de especies afectadas y su capacidad para provocar extinciones" (Gascon *et al.*, 2007). De hecho, hoy ya tenemos sospechas fundadas de que las enigmáticas desapariciones de especies de anfibios en distintas zonas del planeta en las últimas décadas, podrían estar relacionadas con la presencia del patógeno (Lötters *et al.*, 2010).

No hay duda actualmente de que *Bd* es un patógeno emergente que ha incrementando recientemente su rango de distribución, estando presente ya en todos los continentes donde existen especies de anfibios (Fisher *et al.*, 2009). El origen del hongo patógeno podría situarse en Sudáfrica, desde donde se habría dispersado al resto del mundo a través del comercio internacional de anfibios (Weldon *et al.*, 2004). Sin duda, la gran virulencia que presenta *Bd* para muchas especies de anfibios, indica que ha sido recientemente introducido en la gran parte de su distribución actual (Daszak *et al.*, 1999).

Muchas de las mortalidades registradas se han observado en altitudes relativamente elevadas, en regiones frías o durante el invierno. Es en los individuos metamórficos sobre los que más incide la quitridiomycosis, y muchas poblaciones experimentan mortalidades de entre el 50 y el 100 % en uno o dos años. Además esta mortalidad se dispersa por amplias áreas geográficas (Scott, 1993; Carey *et al.*, 1999). Las infecciones en larvas no suelen ser letales, al contrario que en ejemplares ya metamorfoseados, existiendo además una variación en cuanto a la susceptibilidad entre las distintas especies (Blaustein *et al.*, 2005).

Aunque la quitridiomycosis fue asociada inicialmente a zonas tropicales (Berger *et al.*, 1998), los estudios posteriores han demostrado que Europa, y especialmente España, es una zona altamente susceptible para la presencia del patógeno y para el desarrollo de la enfermedad (Rödder *et al.*, 2009). De hecho, sabemos ya que el hongo patógeno está ampliamente distribuido por toda Europa, afectando a un amplio rango de especies (Garner *et al.*, 2005).



Figura 59: Ejemplar recién metamorfoseado encontrado muerto por quitridiomycosis en Canillas de Aceituno.

En 1997 se produjeron las primeras mortalidades masivas asociadas a la enfermedad en Europa, concretamente en el Parque Natural de Peñalara, en la Sierra de Guadarrama (Bosch *et al.*, 2001). La especie más afectada inicialmente fue *Alytes obstetricans* (Bosch *et al.*, 2001), aunque algunos años más tarde otras especies como *Salamandra salamandra* y *Bufo bufo* experimentaron mortalidades masivas y declives poblacionales (Bosch & Martínez-Solano, 2006).

Los estudios realizados en la Península Ibérica con *A. obstetricans* indican que, aunque la presencia del hongo en España es coherente con la denominada hipótesis del patógeno introducido, a nivel poblacional las consecuencias de la enfermedad se explican mejor mediante la llamada hipótesis del patógeno endémico (Walker *et al.*, 2010). Es decir, en zonas templadas, las condiciones ambientales locales están modulando totalmente la dinámica hospedador-patógeno y, por tanto, en ocasiones un cambio reciente de las condiciones ambientales locales pueden exacerbar el desarrollo de la enfermedad. Por ejemplo, el análisis de las condiciones ambientales en la Sierra de Guadarrama indicó que, el aumento reciente de las temperaturas en estas zonas de montaña, podría estar desencadenando los brotes de la enfermedad, al acercar las temperaturas durante los meses más cálidos al óptimo de crecimiento del hongo (Bosch *et al.*, 2007).

De acuerdo con los datos disponibles, el género *Alytes* podría ser el grupo de anfibios europeos más susceptible a la enfermedad. El largo período larvario, así como la permanencia en el agua de las larvas durante los meses más fríos del año, harían que, por un lado, se incrementaran las posibilidades de contacto

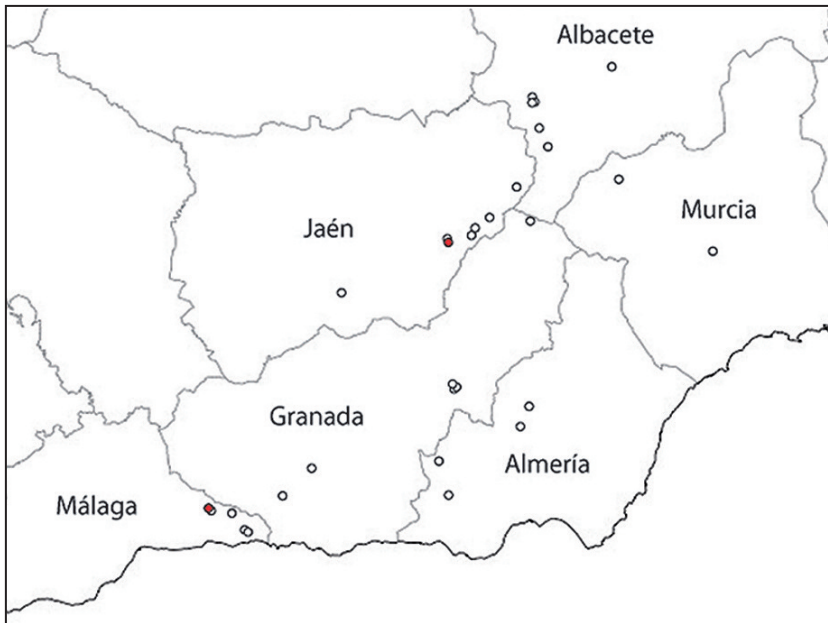


Figura 60: Localidades de sapo partero bético analizadas para la presencia del hongo patógeno *Batrachochytrium dendrobatidis*.

con las zoosporas del hongo y, por otro, favorecerían el crecimiento del patógeno al no alcanzarse las temperaturas elevadas que inhiben su crecimiento.

Por otro lado, los episodios de mortalidades masivas y declives poblacionales de *A. obstetricans* en amplias zonas de España (Bosch *et al.*, 2001; Walker *et al.*, 2010) y de *Alytes muletensis* (Walker *et al.*, 2008; Bosch *et al.*, datos no publicados), así como episodios aislados de infección en *Alytes cisternasii* (Bosch *et al.*, datos no publicados), aconsejaban analizar en detalle la situación actual de las poblaciones de *A. dickhilleni* en relación a la enfermedad.

La presencia del *Bd* se ha analizado en un total de 30 poblaciones de *A. dickhilleni* a lo largo de todo el área de su distribución (6 poblaciones en Jaén, 8 en Granada, 3 en Almería, 5 en Albacete, 5 en Málaga y 3 en Murcia; Figura 60). En la mayoría de los casos, tomamos muestras de tejido de entre 3 y 20 larvas, generalmente invernantes (media 14,4), introduciendo una torunda estéril en el disco oral del animal que era liberado inmediatamente sin sufrir daño alguno. En 3 poblaciones se analizaron entre 3 y 9 ejemplares recién metamorfoseados encontrados muertos en el borde de distintas masas de agua, y en una población se tomaron muestras de tejido del extremo de un dedo de dos ejemplares adultos encontrados vivos. Posteriormente, la posible presencia de ADN de *Bd* en las torundas, o en los trozos de tejido, fue analizada siguiendo la metodología propuesta por Boyle *et al.* (2004) mediante extracción mecánica del ADN y su cuantificación mediante PRC cuantitativa.

Sólo 3 de las poblaciones analizadas resultaron ser positivas para la presencia del hongo. Concretamente, las dos poblaciones localizadas en el área recreativa de La Rahige (730 m) y alrededores, en Sierra Tejeda, Málaga, y la correspondiente al arroyo de Guadahornillos (1205 m), cercana a la estación biológica de Roblehondo en el Parque Natural de Cazorla, Segura y las Villas. En el caso de la población de Cazorla, 19 de la 20 larvas invernantes analizadas resultaron positivas, mientras que en Sierra Tejeda, 4 de las 11 larvas del año estaban infectadas en la Rahige, y la totalidad de las otras 20 larvas invernantes de la población de Fuente de la Rábita. La carga media de la infección (en equivalentes genómicos de zoosporas) resultó ser de 654 en el caso de la población de Cazorla (oscilando entre 54,1 y 2338), de 470 en la población de La Rahige (oscilando entre 2,8 y 1069,6) y de 99,9 en La Rábita (oscilando entre 24,2 y 149,6).

Una vez comprobada la presencia de *Bd* en poblaciones naturales, y dado que en ningún caso se observaron ejemplares muertos en el campo, el siguiente paso consistía en comprobar la susceptibilidad de la especie a la enfermedad en condiciones ambientales favorables para el desarrollo de la misma. Para ello, capturamos larvas de la población infectada de Sierra Tejeda y de dos poblaciones libres del patógeno en Parque Natural de Cazorla que fueron mantenidas en cautividad hasta su metamorfosis en Bioparc Fuengirola. Los ejemplares fueron mantenidos, de forma individual, en recipientes con 1 litro de agua a una temperatura constante de 18 °C, hasta 14 días después de la metamorfosis o hasta su muerte. A los 7 días de haber reabsorbido la cola, o en el momento de su muerte, tomamos una muestra de tejido de un dedo de las extremidades posteriores que fue analizado posteriormente mediante PCR cuantitativo para comprobar la presencia de *Bd*. Una vez concluido el experimento, todos los ejemplares que sobrevivieron, independientemente de su origen, fueron tratados con itra-

conazol (siguiendo Garner *et al.*, 2009) y liberados en sus poblaciones de origen una vez que comprobamos, mediante PCR cuantitativa, que se encontraban libres de *Bd*.

Del total de 19 larvas procedentes de la población de Cañada Rincón, en el Parque Natural de Cazorla, solo un ejemplar murió al final de la metamorfosis, mientras que 8 de los 10 ejemplares de la otra población no infectada del Parque de Cazorla sobrevivieron hasta el final del experimento. Por otro lado, solo 5 de los 16 ejemplares de la población infectada de Sierra Tejada que se metamorfosearon, consiguieron sobrevivir hasta el final del experimento (Figura 61).

Los resultados obtenidos indican que, como sospechábamos, *A. dickhilleni* sería una especie altamente sensible a la quitridiomicosis. Además, la presencia del parásito en las localidades más frecuentemente visitadas por investigadores (arroyo de Guadahornillos, Parque Natural de Cazorla), o por herpetólogos aficionados (Canillas del Aceituno, en el Parque Natural de Sierra Tejada), indican una vez más la implicación humana en la dispersión de *Bd*.

A la luz de estos resultados, encontramos especialmente preocupantes, en relación a la quitridiomicosis, las poblaciones de la especie localizadas en las zonas más altas de su distribución. En estas zonas, la combinación de las bajas temperaturas invernales, que hacen que las larvas permanezcan en el agua varios inviernos, y los pequeños tamaños poblaciones, que impedirían una recuperación tras un brote de la enfermedad, harían que la llegada del patógeno resultase probablemente determinante para su completa extinción local.

Dada la vulnerabilidad del sapo partero bético a la quitridiomicosis, se ha iniciado un proyecto de Conservación *in situ* por parte de Bioparc Fuengirola (dentro de su proyecto más global de conservación de la especie), el Museo de Ciencias Naturales de Madrid (CSIC), la EAZA (European Association of Zoos and Aquaria) y el Amphibian Ark. Los objetivos de este proyecto son, por un lado, realizar un seguimiento de las

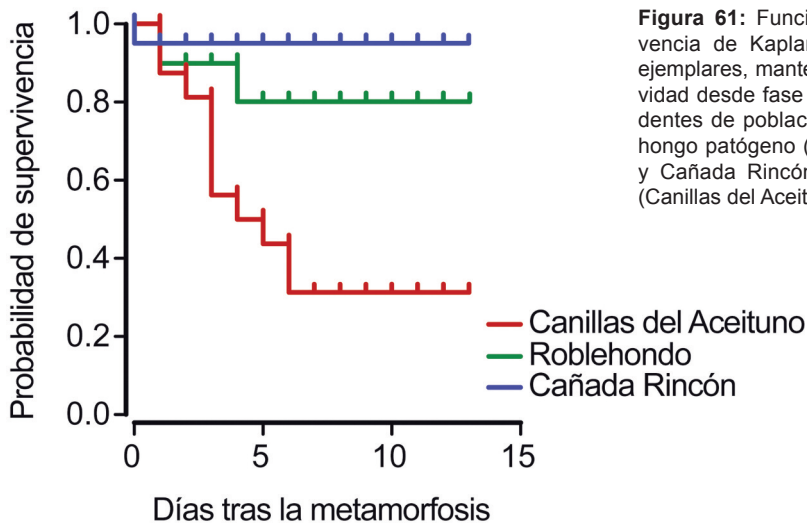


Figura 61: Función de supervivencia de Kaplan-Meier de los ejemplares, mantenidos en cautividad desde fase larvaria, procedentes de poblaciones libres del hongo patógeno (Guadahornillos y Cañada Rincón) e infectadas (Canillas del Aceituno).



Figura 62: Ejemplares muertos en laboratorio tras completar la metamorfosis.

poblaciones infectadas para estudiar su evolución en condiciones naturales y, por otro, ensayar diferentes métodos de mitigación de la enfermedad en la naturaleza.

El seguimiento de las poblaciones se ha llevado a cabo a lo largo de 12 meses y, fundamentalmente, en el entorno del Parque Natural Sierra Tejeda, Almijara y Alhama, finalizando en el mes de mayo de 2011. Para el seguimiento, se han seleccionado dos poblaciones libres de *Bd* y dos poblaciones infectadas, de entre un número considerable de poblaciones malagueñas. Las dos poblaciones control se encuentran en los municipios de Canillas de Albaida y Frigiliana, mientras que las dos poblaciones positivas son de Canillas de Aceituno. A lo largo de doce meses, se recogieron un total de 20 muestras de larvas de cada población cada 30 días aproximadamente. Además, se realizaron muestreos nocturnos para recoger muestras de individuos en fase terrestre, y estudiar así los posibles efectos de la enfermedad en ejemplares adultos. Los resultados de las más de 1000 muestras obtenidas están siendo analizados actualmente, y servirán para llevar a cabo un manejo más efectivo de la especie y diseñar los proyectos de mitigación.

Por otro lado, en el verano de 2010 ensayamos el primer intento de mitigación de la enfermedad en poblaciones salvajes de sapo partero bético, concretamente en una de las poblaciones positivas de Canillas de Aceituno. La metodología empleada fue similar a la que utilizamos en el caso de *Alytes muletensis* en 2009 (Lubick, 2010). Al igual que en el ensayo con *A. muletensis*, no conseguimos eliminar el patógeno del medio, aunque sí disminuir los niveles de infección. Además, toda la información recogida está siendo utilizada actualmente para diseñar un nuevo experimento de mitigación que se llevará a cabo a lo largo de la segunda mitad de 2011 en esta misma población.

Finalmente, queremos resaltar la gran importancia que tiene, en el ámbito de la conservación, la colaboración entre diversas instituciones, tanto públicas como privadas, y de ámbitos tan diversos como son las instituciones zoológicas que apuestan por la conservación, las asociaciones naturalistas, la población local y, por supuesto, los centros de investigación.

Capítulo 10. Iniciativas para la conservación

Emilio González-Miras¹, David García-Alonso², David Sanchez³ y Juan C. Nevado⁴

¹ Agencia de Medio Ambiente y Agua. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía

² Bioparc Fuengirola; Universidad de Málaga

³ Dirección General de Gestión del Medio Natural. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía

⁴ Servicio de Gestión del Medio Natural. Delegación Provincial de Almería. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía

Introducción

Los anfibios, en la actualidad, constituyen el grupo de vertebrados más amenazado del planeta con más de un 30 % de las especies descritas en serio peligro. Las causas de este declive generalizado y la desaparición de muchas especies se deben a un conjunto de factores diversos, algunos de los cuales aún no están bien explicados (Houlahan *et al.*, 2000; Norris, 2007). En España el declive de la mayor parte de las poblaciones tiene su origen en la alteración y destrucción de sus hábitats, en especial de los medios acuáticos en los que se reproducen (Márquez & Lizana, 2002). Estos medios son extremadamente frágiles y muy vulnerables al deterioro por las actividades humanas tanto directas (deseccación, destrucción) como indirectas (contaminación, llegada de especies no nativas, etc.) (Groves, 2003).



Figura 63: La eliminación de carpas y carpines en balsas forestales ha permitido la especie vuelva a reproducirse con éxito en estas.

Como consecuencia, en los últimos años se ha generado un creciente interés por la conservación de los anfibios y de sus hábitats, siendo multitud los programas de conservación iniciados tanto dentro como fuera de nuestro país (ver por ejemplo Mayol, 2005; Bosch, 2007).

En el caso concreto del sapo partero bético (*Alytes dickhilleni*), su carácter endémico y el hecho de que muchas de sus poblaciones se encontrasen en peligro suscitó un gran interés desde el mismo momento que la especie fue descrita (Arntzen & García-París, 1995), lo que se vio reflejado rápidamente en la puesta en marcha de una serie de iniciativas de conservación.

Hasta la fecha, son varias las instituciones y asociaciones que han realizado algún tipo de actuación con el fin de favorecer la conservación de esta especie (Universidad de Granada, Estación Biológica de Doñana, Consejería de Agricultura y Agua de la Región de Murcia, Parque Natural de los Calares del Río Mundo y de la Sima, Ahemur, Asociación Herpetológica Granadina), si bien ha sido la Consejería de Medio Ambiente (CMA) de la Junta de Andalucía la promotora de la mayor parte de ellas (el 90 % de las realizadas).

En el presente capítulo se revisan las iniciativas llevadas a cabo en esta comunidad en los últimos años, tanto en el ámbito de la conservación *in situ* como las iniciadas *ex situ* y se presentan, además, los primeros resultados obtenidos transcurridos algo más de diez años desde que se iniciaran las primeras actuaciones.

Conservación *in situ*

En Andalucía en el período 2000-2010 se han realizado actuaciones en algo más de 80 localidades dentro del área de distribución del sapo partero bético, la mayoría en el ámbito de dos programas de conservación.

El Programa de Actuaciones para la Conservación de los Anfibios de la Sierra de los Filabres (Almería), fue el primer plan de conservación realizado para esta especie a lo largo de toda su distribución. Al amparo de este, en el período 2000-2001 se llevaron a cabo obras en 21 localidades (González-Miras *et al.*, 2002), lo que posibilitó la recuperación de la especie en la zona y sirvió además para acumular experiencia que después sería utilizada en otros programas parecidos.

El Programa para la Conservación de los Anfibios Amenazados de Andalucía, actualmente en vigor, está cofinanciado por la Junta de Andalucía y la Unión Europea y es el segundo en importancia de los llevados a cabo. Dentro de él se acometen actuaciones en toda Andalucía para diferentes especies de anfibios, entre las que se incluye el sapo partero bético. Para esta especie se han realizado actuaciones en 41 localidades en el periodo 2009-2010 y hay previstos trabajos en otras 19 localidades para 2011.

Las medidas ejecutadas en el ámbito de estos proyectos han sido muy diversas y tratan de responder a las amenazas más frecuentes que sufre la especie. En la Tabla 3 se muestra un resumen de estas amenazas y las medidas llevadas a cabo para paliarlas.

Estas, por lo general, han estado relacionadas con la adecuación de los hábitats reproductivos de esta especie (limpieza de puntos de agua, reconstrucción de balsas y abrevaderos, mejoras en los aportes de agua, instalación de rampas, etc.), la creación de otros nuevos (charcas y abrevaderos) y la protección de éstos

Tabla 3: Tipo de amenazas para el sapo partero bético y medidas llevadas a cabo para paliarlas.

Tipo de Amenaza	Afecciones	Medidas llevadas a cabo
Abandono de infraestructuras	Pérdida de la funcionalidad del sistema y finalmente desaparición del punto de agua.	Reparación y rehabilitación del punto de agua.
Puntos de agua de difícil acceso o salida	Ahogamientos, muerte por inanición.	Modificación de estructuras, instalación de rampas.
Transformación infraestructuras	Pérdida de la funcionalidad del sistema. Desaparición del punto de agua o creación de estructuras trampa.	Adecuación de estructuras o creación de puntos de agua alternativos.
Presión ganadera	Destrucción de la orla vegetativa y otros refugios. Contaminación del agua. Aumento de la turbidez.	Vallado del punto de agua e instalación de punto alternativo para el ganado.
Sedimentación	Aporte excesivo de sedimentos a la charca y finalmente desaparición del punto de agua.	Retirada de sedimentos de modo manual.
Uso / Manejo inadecuado	Muerte de larvas por limpieza de vegetación acuática o vaciado del punto de agua. Proliferación de basuras. Riesgo de introducción de enfermedades.	Vallado o instalación de enrejados sumergidos. Concienciación y divulgación. Instalación de paneles informativos.
Introducción de especies exóticas	Depredación de puestas y larvas. Eliminación vegetación acuática. Aumento de la turbidez. Introducción de enfermedades.	Eliminación de especies, creación de refugios, instalación de paneles informativos.
Aislamiento de poblaciones	Pérdida de diversidad genética. Riesgo de desaparición por procesos estocásticos.	Creación de puntos de agua intermedios. Mejoras en el hábitat terrestre. Traslocaciones.
Persecución / captura	Muerte directa por persecución. Retirada de larvas por niños.	Aplicación legislación vigente, regulación, instalación de paneles.
Intoxicación por plaguicidas	Muerte de larvas y adultos por tratamientos con fitosanitarios.	En zonas forestales, exclusión de las áreas de reproducción de las zonas de tratamiento.

(vallado de charcas y abrevaderos, enrejado de abrevaderos para evitar limpiezas, etc.). En menor medida, se ha realizado también la instalación de paneles informativos, la eliminación de especies exóticas y traslocaciones (Figura 64).

La mayoría de las actuaciones se han realizado en montes públicos propiedad de la Junta de Andalucía, si bien también se han firmado un buen número de convenios de colaboración con particulares y ayuntamientos, implicándolos de este modo en la conservación de la especie.

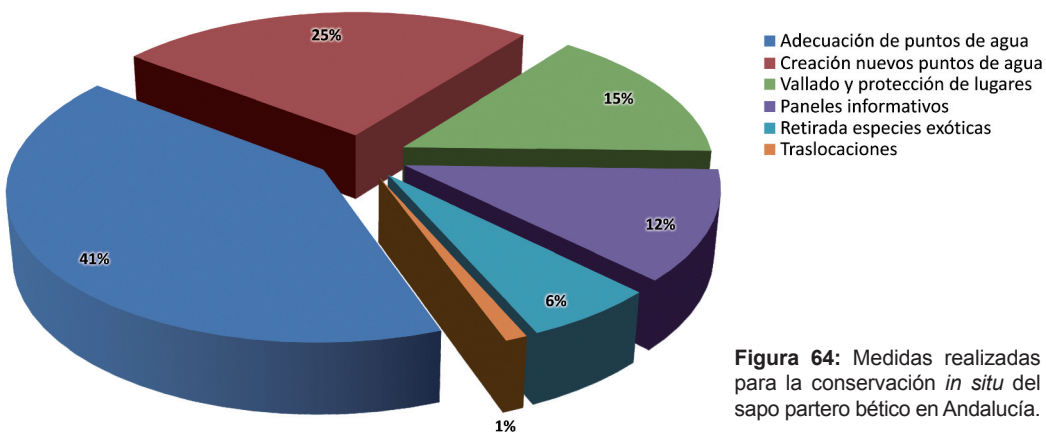


Figura 64: Medidas realizadas para la conservación *in situ* del sapo partero bético en Andalucía.



Figura 65: La instalación de rampas evita el ahogamiento de adultos y metamorficos.

Con el fin de conocer la eficacia de las medidas llevadas a cabo, anualmente se realizan seguimientos de todos los lugares en los que se ha trabajado, además de otros tanto lugares de reproducción en toda Andalucía. Esto lo hacen de manera coordinada los Agentes de Medio Ambiente con el Equipo de Seguimiento de Fauna de la Junta de Andalucía.

Ya por último, también dentro del apartado de conservación *in situ*, son destacables los esfuerzos que Bioparc Fuengirola está realizando en el ámbito geográfico del Parque Natural de Tejeda, Aljara y Alhama, para la restauración de puntos de reproducción y el control de poblaciones salvajes infectadas con hongos quitridios (ver Capítulo 9). Estos trabajos se realizan en estrecha relación entre el CSIC, la EAZA (European Association of Zoos and Aquarium) y el equipo de gestión del Parque Natural.

Conservación *ex situ*

En 2008, Bioparc Fuengirola inició el Programa de Cría en Cautividad de *A. dickhilleni* en colaboración con la CMA de la Junta de Andalucía y el CSIC. Este programa tiene como finalidad ampliar los conocimientos existentes sobre la cría en cautividad de la especie y mantener una reserva de animales ante futuros problemas que la pongan en peligro. Actualmente hay individuos cautivos procedentes de una población de Sierra Tejada (Málaga) y se tiene previsto capturar individuos de otras cinco poblaciones con el fin de tener representadas diferentes líneas genéticas de la especie.

También en el ámbito de la conservación *ex situ*, en los últimos años se viene realizando



Figura 66



Figura 67: Instalaciones de cría en el Zoo de Fuengirola.

un importante esfuerzo en la divulgación y la educación ambiental, tanto entre personal de la administración (técnicos y agentes de medio ambiente) como entre escolares, ganaderos y agricultores.

Es destacable además, el esfuerzo de coordinación que diferentes departamentos de la CMA de la Junta de Andalucía (INFOCA, RENPA, Plagas Forestales, Vías Pecuarias, etc.) están realizando para, de manera integrada, aunar esfuerzos para la conservación de esta especie.

Resultados y conclusiones

Aunque en muchas áreas en las que se ha actuado aún es pronto para evaluar el éxito de las actuaciones, en otros ya se manejan resultados suficientes que avalan muchas de las actuaciones realizadas.

Así por ejemplo, en las localidades en las que se instalaron vallados o enrejados sumergidos en charcas y abrevaderos, se ha constatado un menor manejo que en las que no se instalaron. Lo mismo que ha sucedido con los lugares en los que se instalaron carteles informativos y de advertencia sobre la presencia de especies protegidas.

La eliminación de carpas en balsas forestales ha sido una de las medidas más eficaces llevadas a cabo. Allí donde éstas fueron eliminadas, se ha constatado un rápido incremento en el número de larvas. Se ha podido comprobar cómo en ciertas balsas la presencia de tan sólo dos o tres carpas podía llegar a impedir la reproducción de la especie.

Otras medidas que han tenido una rápida respuesta, especialmente en el descenso de la mortalidad de adultos y metamórficos, ha sido la de la instalación de rampas, para facilitar la salida y entrada a los puntos de agua, o la ins-

talación de filtros en balsas ganaderas, para impedir que las larvas terminaran cayendo en abrevaderos metálicos de los que no podían salir una vez terminado su desarrollo.

A largo plazo los datos más reveladores se han obtenido en la Sierra de los Filabres (Almería). Aquí ya han pasado más de diez años desde que se ejecutaran los primeros trabajos (González-Miras *et al.*, 2002), pudiéndose comprobar cómo la especie ha pasado de tan sólo cinco lugares en los que se reproducía con éxito en el año 2000, a los 18 actuales, y de las 987 larvas censadas en el año 2000 a las 6929 actuales (Figura 68), siendo atribuible gran parte de esta recuperación a las actuaciones realizadas.

Aunque el número de lugares de reproducción y de larvas aún es bajo en la Sierra de los Filabres, los resultados obtenidos animan a seguir trabajando en esta línea y a abrir otras, como la de intentar conectar distintas poblaciones.

Además, este tipo de actuaciones son muy económicas en comparación con la mayor parte de los programas de conservación de especies y muy fáciles de ejecutar, obteniéndose resultados en un corto plazo de tiempo, con un significativo beneficio en el aumento de la biodiversidad.

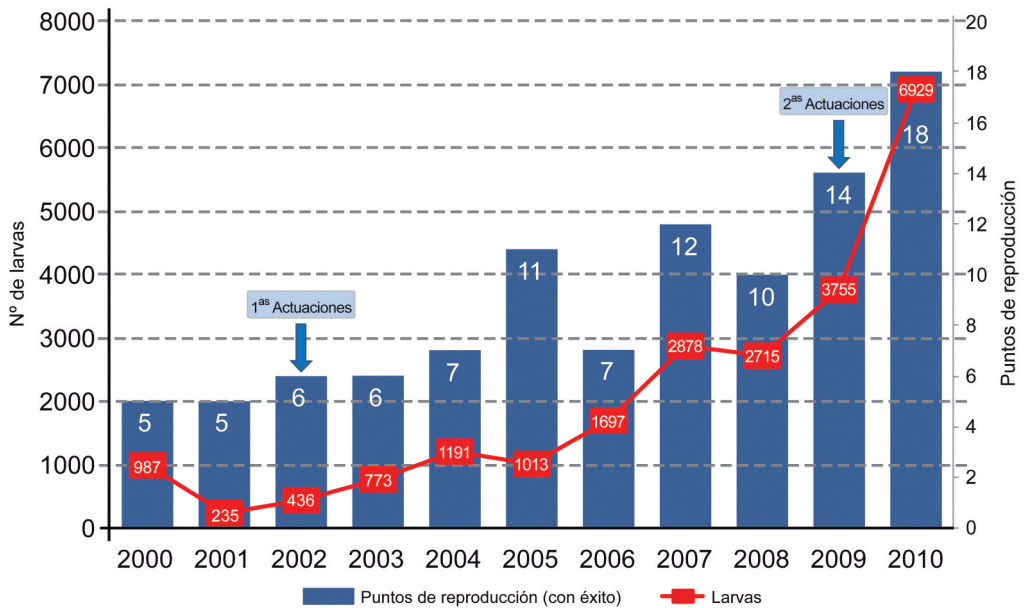


Figura 68: Evolución de las poblaciones de sapo partero bético en la Sierra de los Filabres (Almería) en el período 2000-2010.

Capítulo 11. Actualización de la categoría de Conservación

Miguel A. Carretero¹, Neftalí Sillero² y Armando Loureiro³

¹ CIBIO, Centro de Investigação em Biodiversidade e Recursos Genéticos

² Centro de Investigação em Ciências Geo-Espaciais (CICGE) da Universidade do Porto

³ Parque Nacional da Peneda-Gerês/ICNB

Las categorías de conservación aceptadas internacionalmente (IUCN, 2001) se atribuyen hoy en día según criterios objetivos que incluyen aspectos biogeográficos (distribución y ocupación), demográficos (abundancia), de singularidad (estructuración y variabilidad genética) y factores de amenaza, así como las características biológicas de la especie, todos ellos abordados en esta memoria. Ciertamente, dichos criterios ya se hallaban implícitamente incluidos en la evaluación que la especie recibió en Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España (García-París & Arntzen, 2002). Sin embargo es evidente que, como resultado del trabajo aquí realizado, el conocimiento de la especie se ha incrementado substancialmente en varios de los aspectos mencionados. Por esta razón, se considera conveniente realizar aquí una reevaluación de la categoría de conservación basada en los criterios anteriormente mencionados. Como en el caso de *Algyroides marchi* (Carretero *et al.*, 2010), para tal efecto se empleó un programa informático *ad hoc* (ver más abajo) en el cual la información se introduce y trata de un modo sistemático que permite la obtención de resultados más objetivos y, en todo caso, falseables en la medida que se aporte información nueva o contradictoria, lo cual aleja la atribución de categorías del tradicional criterio de autor.

Los resultados relevantes de los apartados correspondientes se introdujeron en el programa RAMAS Red list v. 2 (2001[®] Applied Biomathematics) que implementa las categorías de amenaza de la IUCN (IUCN, 2001). Como es bien sabido, las reglas de la IUCN se basan en A) el declive poblacional; B) la extensión del área de ocurrencia, área de ocupación, fragmentación, declive continuo y fluctuación extrema; C) abundancia, declive y fragmentación de la población; D) abundancia, declive y fragmentación de las localizaciones; y E) riesgo de extinción. Las categorías de conservación consideradas son, de mayor a menor, En Peligro Crítico (CE), En Peligro (EN), Vulnerable (VU) y Preocupación Menor (LC). El programa está especialmente diseñado para incluir incertidumbre en los datos que, obviamente, puede propagarse a los resultados. La conclusión puede, por tanto, incluir un rango de categorías y no necesariamente un valor único. A continuación se indican los datos de entrada:

Población (mínimo; máximo): [3000;10.000]

Reducción de la población: pasado [20], presente [20], futuro [20]

Declive continuo: en 3 [0,3], 5 [0,7] y 10 años [0,7].

Extensión y área: ocurrencia [9900] declive [1] fluctuaciones [0,1]; ocupación [99;9900], declive [1], fluctuaciones [0,1], declive continuo? [1], muy restringida [0;0,1].

Fragmentación: subpoblación [20], localidades 100, declive [1], fluctuaciones extremas [0,2]; tamaño de la subpoblación más grande [1000]; todos los individuos en una subpoblación [0]; fragmentación severa? [1]

Riesgo: en 10 [0;0,1;0,32], 20 [0,088;0,233;0,789;0,997] y 100 años [0,205;1;1].

Con estos parámetros la categoría de conservación resultante es:

En Peligro (EN) (EN-VU)

El criterio fundamental para llegar a esta categoría es el criterio E (riesgo de extinción). Cuando este criterio no se tiene en cuenta y sí se consideran los otros criterios, ya sea en combinación, ya sea por separado, la categoría que se obtiene es vulnerable (VU), aunque el criterio B (declive poblacional) arroja por sí sólo un resultado más próximo a En Peligro. Es conveniente hacer aquí esta discriminación puesto que la evidencia fundamental de riesgo de extinción total de la especie a corto-medio plazo proviene de proyecciones de modelos de distribución potencial para los escenarios de cambio climático (Carvalho *et al.*, 2010). Así, la categoría EN se mantiene cuando todos los otros criterios (y otras amenazas) se dejan de tener en cuenta, pero no cuando este criterio es eliminado.

En el curso de este estudio, el área de ocurrencia conocida se ha incrementado ligeramente pero también ha aumentado el número de poblaciones aisladas conocidas, en tanto el área de ocupación sigue siendo notablemente reducida. Asimismo, la restricción geográfica y ecológica de la especie, su declive reciente y continuado y la fragmentación de sus poblaciones (particularmente las periféricas) la sitúan en una posición de gran riesgo. La información cuantitativa para estos aspectos es, no obstante, demasiado débil para proporcionar una evidencia de categorización definitiva. Por ello, sólo si se considera una alteración general del régimen climático, la especie en su conjunto puede considerarse En Peligro (EN). Conviene remarcar que la categorización más reciente, la de IUCN (Bosch *et al.*, 2008), obtenida con la metodología aquí empleada pero sin incluir proyecciones de cambio climático, llega a la categoría de Vulnerable (VU).

Por tanto, basados en los resultados obtenidos en este estudio y en las publicaciones disponibles, y siguiendo la metodología indicada para su evaluación, se propone que la especie sea considerada como En Peligro (EN). Se recomienda, no obstante, una actualización frecuente tanto de las proyecciones climáticas disponibles como de los resultados proporcionados por el seguimiento propuesto para la especie, aspectos ambos que, de modificarse, podrían dar lugar a nuevas reevaluaciones.

AGRADECIMIENTOS

A la Consejería de Agricultura y Agua de la Región de Murcia y en especial a Francisco M. González y Justo García, por la expedición de los permisos de muestreo. Al personal del Parque Regional de Sierra Espuña y muy especialmente a Miguel Cánovas, Nestor Yelo, Francisco Almansa, M^a José Delgado y Mario Velamazán, por su inestimable colaboración. Al Parque Natural “Los Calares del Río Mundo y de La Sima”. A la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía, en especial a sus Agentes de Medio Ambiente, muchos de los cuales colaboraron en los muestreos. A la Asociación Herpetológica Granadina. A Juan Ramón Fernández Cardenete por la revisión del Capítulo 4.3. A Miquel de Cáceres (Centre Tecnològic Forestal de Catalunya) por la ayuda con el desarrollo de los modelos de distribución espacial, y a Miquel Ninyerola (Universitat Autònoma de Barcelona) por el soporte en los cálculos climáticos. A las autoridades y agentes de medio ambiente del Parque Natural de Cazorla, Segura y las Villas y a todos los que ayudaron a la recogida de muestras para el estudio de la variabilidad genética de las especie en el parque, especialmente a Marc Antoine Marchand. A David Aragonés (LAST-EBD) por su ayuda con la Figura 57 en el Capítulo 8 y a José Antonio Godoy (Estación Biológica de Doñana-CSIC) por la revisión del Capítulo 8.

En cuanto al proyecto de seguimiento de poblaciones amenazadas por parte de Bioparc Fuengirola y la conservación *in situ*, agradecer a EAZA (European Association of Zoos and Aquaria) por aportar una gran parte de los fondos de estas acciones llevadas a cabo durante los años 2010 y 2011. Respecto a la conservación *ex situ* o reproducción en cautividad, agradecer a Durrel Wildlife Conservation Trust y en especial al Dr. Gerardo García por el asesoramiento durante el diseño de instalaciones y protocolos de mantenimiento de los animales.

A Mario García-París por su contribución al conocimiento del sapo partero bético



Foto Rafael Márquez

Mario García-París y Jaime Bosch durante los trabajos de campo en las Sierras Béticas en 1992.

BIBLIOGRAFÍA

- Albert, E.M., Arroyo, J.M. & Godoy, J.A. 2010. Isolation and characterization of microsatellite loci for the endangered Midwife Betic toad *Alytes dickhilleni* (Discoglossidae). *Conservation Genetics Resources*, 135: 9334.
- Alcover, J.A. & Mayol, J. 1980. Noticia del hallazgo de *Baleaphryne* (Amphibia: Anura: Discoglossidae) viviente en Mallorca. *Doñana, Acta Vertebrata*, 7: 266-269.
- Altaba, C.R. 1997. Phylogeny and biogeography of midwife toads (*Alytes*, Discoglossidae): A reappraisal. *Contributions to Zoology*, 66: 257-262.
- Antúnez, A., Vargas, J.M. & Romero, J. 1982. Algunos datos sobre la reproducción de *Alytes obstetricans* Laur. en Sierra Tejeda (Andalucía). *Publicaciones del Centro Pirenaico de Biología Experimental*, 13: 47-49.
- Arntzen, J.W., & García-París, M. 1995. Morphological and allozyme studies of midwife toads (genus *Alytes*), including the description of two new taxa from Spain. *Bijdragen tot de Dierkunde*, 65: 5-34.
- Berger, L., Spearea R., Daszard, P., Greene, D.E., Cunningham, A., Louise Gogging, C., Slocum, R., Ragani, M.A., Hyatt, A.D., McDonald, K.R., Hines, H.B., Lipsi, K.R., Marantelli, G. & Parkes, H. 1998. Chytridiomycosis causes amphibian mortality associated with population declines in the rain forests of Australia and Central America. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*, 95: 9031-9036.
- Blaustein, A.R., Romanic, J.M., Schessee, E.A., Han, B.A., Pessier, A.P. & Longcore, E.A. 2005. Interspecific variation in susceptibility of frog tadpoles to the pathogenic fungus *Batrachochytrium dendrobatidis*. *Conservation Biology*, 19: 1460-68.
- Bosch, J. 2007. Actuaciones recientes para la conservación de anfibios en Peñalara. 29-41. In: V Jornadas Científicas del Parque Natural de Peñalara y del Valle de El Paular. Consejería de Medio Ambiente de la Comunidad de Madrid. Madrid.
- Bosch, J., Martínez-Solano, I. & García-París, M. 2001. Evidence of a chytrid fungus infection involved in the decline of the common midwife toad (*Alytes obstetricans*) in protected areas of Central Spain. *Biological Conservation*, 97: 331-337.
- Bosch, J. & Martínez-Solano, I. 2006. Chytrid fungus infection related to unusual mortalities of *Salamandra salamandra* and *Bufo bufo* in the Peñalara Natural Park (Central Spain). *Oryx*, 40: 84-89.
- Bosch, J., Carrascal, L.M., Durán, L., Walker, S. & Fisher, M.C. 2007. Climate change and outbreaks of amphibian chytridiomycosis in a montane area of Central Spain; is there a link? *Proceedings of the Royal Society B*, 274: 253-260.
- Bosch, J., Tejedo, M., Lizana, M., Martínez-Solano, I., Salvador, A., García-París, M., Recuero-Gil, E., Arntzen, J.W., Márquez, R. & Díaz-Paniagua, C. 2008. *Alytes dickhilleni* Arntzen y García-París, 1995. 237. In: Stuart, S.N., Hoffmann, M., Chanson, J.S., Cox, N.A., Berridge, R.J., Ramani, P. & Young, B.E. (eds.), *Threatened Amphibians of the World*. IUCN, Conservation International. Lynx, Barcelona.
- Boyle, D.G., Boyle, D.B., Olsen, V., Morgan, J.A.T. & Hyatt, A.D. 2004. Rapid quantitative detection of chytridiomycosis (*Batrachochytrium dendrobatidis*) in amphibian samples using real-time Taqman PCR assay. *Diseases of Aquatic Organisms*, 60: 141-148
- Brotons, L., Thuiller, W., Araujo, M.B. & Hirzel, A.H. 2004. Presence-absence versus presence-only modelling methods for predicting bird habitat suitability. *Ecography*, 27: 437-448.

- Bush, S.L. 1993. *Courtship and male parental care in the Mallorcan midwife toad (Alytes muletensis)*. Ph. D. Thesis, University of East Anglia. Norwich.
- Carey, C., Cohen, N. & Rollins-Smith, L. 1999. Amphibian declines: An immunological perspective. *Developmental and Comparative Immunology*, 23: 459-472.
- Caro, J., Fernández-Cardenete, J.R., Benítez, M., Chiroso, M., Zamora, F.J., Reguera, S., Moreno-Rueda, G. & Pleguezuelos, J.M. 2010. Estudio de anfibios y reptiles en el Espacio Natural de Sierra Nevada en el marco del Cambio Global. Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía (informe inédito). Sevilla.
- Carretero, M.A., Ceacero, F., García-Muñoz, E., Sillero, N., Olmedo, M.I., Hernández-Sastre, P.L. & Rubio, J.L. 2010. *Seguimiento de Algyroides marchi. Informe final. Monografías SARE*. Asociación Herpetológica Española - Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Madrid.
- Carvalho, S., Brito, J.C., Crespo, E.G. & Possingham, H.P. 2010. From climate change predictions to actions - conserving vulnerable animal groups in hotspots at a regional scale. *Global Change Biology*, 16: 3257-3270.
- Ceacero, F., García-Muñoz, E., Pedrajas, L., Hidalgo, A. & Guerrero, F. 2007. Actualización herpetológica de la provincia de Jaén. *Munibe*, 25:130-139.
- Daszak, P., Berger, L., Cunningham, A.A., Hyatt, A.D., Green, D.E. & Speare, R. 1999. Emerging infectious diseases and amphibian populations declines. *Emerging Infectious Diseases*, 5: 735-748.
- Duellman, W.E. 1999. *Patterns of distribution of amphibians: a global perspective*. The Johns Hopkins University Press. Baltimore & London.
- Egea-Serrano, A., Oliva-Paterna, F.J., Miñano, P., Verdiell, D., de Maya, J.A., Andreu, A., Tejedo, M. & Torralva, M. 2005a. Actualización de la distribución de los anfibios de la Región de Murcia (SE Península Ibérica). *Anales de Biología*, 27: 53-62.
- Egea-Serrano, A., Verdiell, D., de Maya, J.A., Miñano, P., Andreu, A., Oliva-Paterna, F.J. & Torralva, M. 2005b. Actualización del atlas de distribución de los anfibios en la Región de Murcia (SE Península Ibérica). *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 16: 11-14.
- Egea-Serrano, A., Oliva-Paterna, F.J. & Torralva, M. 2005c. Caracterización de la distribución altitudinal de la comunidad de anfibios de la Región de Murcia (SE Península Ibérica). *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 16: 15-18.
- Egea-Serrano, A., Oliva-Paterna, F.J. & Torralva, M. 2005d. Fenología reproductiva de la comunidad de anfibios del Noroeste de la Región de Murcia (SE Península Ibérica). *Zoologica Baetica*, 16: 59-72.
- Egea-Serrano, A., Oliva-Paterna, F.J., Tejedo, M. & Torralva, M. 2006a. Breeding habitat selection of an endangered species in an arid zone: the case of *Alytes dickhilleni* Arntzen & García-París, 1995. *Acta Herpetologica*, 1: 81-94.
- Egea-Serrano, A., Oliva-Paterna, F.J. & Torralva, M. 2006b. Amphibians in the Region of Murcia (SE Iberian peninsula): conservation status and priority areas. *Animal Biodiversity and Conservation*, 29: 33-41.
- Egea-Serrano, A., Oliva-Paterna, F.J. & Torralva, M. 2007. Aplicación de los criterios UICN a la batracofauna de la Región de Murcia (S.E. Península Ibérica). *Munibe*, 25 (suplemento): 50-57.
- Elith, J. & Leathwick, J.R. 2009. Species distribution models: ecological explanation and prediction across space and time. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 40: 677-697.

- Escoriza, E. 2004. Nuevos datos sobre distribución de anfibios y reptiles en la Región de Murcia. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 15: 85-89.
- Escoriza, E. 2009. La presencia de sapo partero (género *Alytes*) en el Parque Regional de Sierra Espuña. Asociación Herpetológica Murciana (informe inédito). Murcia.
- Escoriza, E. 2010a. Memoria de los trabajos de seguimiento del género *Alytes* sp. en el Parque Regional de Sierra Espuña. Asociación Herpetológica Murciana (informe inédito). Murcia.
- Escoriza, E. 2010b. Elaboración de base de datos sobre puntos de reproducción de herpetofauna en el ámbito de la Red Natura 2000 en Murcia. Asociación Herpetológica Murciana - Consejería de Agricultura y Agua de la Región de Murcia (informe inédito). Murcia.
- Fernández-Cardenete, J.R., Luzon-Ortega, J.M., Pérez-Contreras, J. & Tierno de Figueroa, J.M. 2000. Revisión de la distribución de los anfibios y reptiles en la provincia de Granada (España). *Zoología Baetica*, 11: 77-104.
- Fisher, M.C., Garner, T.W.J. & Walker, S.F. 2009. The global emergence of *Batrachochytrium dendrobatidis* in space, time and host. *Annual Review of Microbiology*, 63: 291-310.
- Franco, A. & Rodríguez de los Santos, M. (coord.). 2001. *Libro rojo de los vertebrados amenazados de Andalucía*. Junta de Andalucía. Sevilla.
- Fromhage, L., Vences, M. & Veith, M. 2004. Testing alternative vicariance scenarios in Western Mediterranean discoglossid frogs. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 31: 308-322.
- García-París, M. 2000. Anura. 275-480. In: García-París, M., Montori, A. & Herrero, P. (eds). *Fauna Ibérica*, vol. 24. Museo Nacional de Ciencias Naturales, CSIC, Madrid.
- García-París, M., Marquez, R., Tejedo, M. & González, G. 1992. La Conservación de poblaciones relictas de anfibios (*Alytes* sp.) de las Sierras Béticas. Informe especial. Convenio de Cooperación ICONA-CSIC. Madrid.
- García-París, M., & Arntzen J.W. 1997. *Alytes dickhilleni* (Arntzen & García-París, 1995). Sapo partero bético, Sapo parteiro-bético. 129-130. In: Pleguezuelos, J.M. (ed), *Distribución y biogeografía de los anfibios y reptiles en España y Portugal*. Universidad de Granada y Asociación Herpetológica Española. Granada.
- García-París, M. & Arntzen J.W. 2002. *Alytes dickhilleni*. 76-77. 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 (2ª impresión). Madrid.
- 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.
- Garner, T.W.J., Walker, S., Bosch, J., Hyatt, A.D., Cunningham, A.A. & Fisher, M.C. 2005. Chytrid Fungus in Europe. *Emerging Infectious Disease*, 11: 1639-1641
- Garner, T.W., García, G., Carroll, B. & Fisher, M.C. 2009. Using itraconazole to clear *Batrachochytrium dendrobatidis* infection, and subsequent depigmentation of *Alytes muletensis* tadpoles. *Diseases of Aquatic Organisms*, 83: 257-60.
- Gascon, C., Collins, J.P., Moore, R.D., Church, D.R., McKay, J.E. & Mendelson, J.R. III 2007. Amphibian Conservation Action Plan. IUCN/SSC Amphibian Specialist Group. Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- Gonçalves, H., Martínez-Solano, I., Ferrand, N. & García-París, M. 2007. Conflicting phylogenetic signal of nuclear vs mitochondrial DNA markers in midwife toads (Anura, Discoglossidae, *Alytes*): Deep coalescence or ancestral hybridization? *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 44: 494-500.

- Gonçalves, H., Martínez-Solano, I., Pereira, R.J., Carvalho, B., García-París, M. & Ferran, N. 2009. High levels of population subdivision in a morphologically conserved Mediterranean toad (*Alytes cisternasii*) result from recent, multiple refugia: evidence from mtDNA, microsatellites and nuclear genealogies. *Molecular Ecology*, 18: 5143–5160.
- González-Miras, E., Valero, J. & Nevado, J.C. 2002. Restauran hábitats de sapo partero bético en la sierra de Los Filabres. *Quercus*, 196: 10-11.
- González-Miras, E., Valero, J. & Nevado, J.C. 2003. Estado de conservación de los enclaves acuáticos de la Sierra de Los Filabres, consecuencias en las poblaciones de anfibios. 151-163. In: Paracuellos, M. (ed.), *Ecología, manejo y conservación de los humedales. Colección Actas*. Instituto de Estudios Almerienses, Diputación de Almería. Almería.
- González-Miras, E. & Nevado, J.C. 2008. Atlas de distribución de anfibios de la provincia de Almería (sudeste ibérico, España). *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 19: 85-90.
- González Miras, E., Fernández-Cardenete, J.R., García-Cardenete, L., Escoriza, E., Cruz, E. & Fuentes, J. 2008. Nuevas localidades en el Sureste Ibérico y cota máxima peninsular de la culebra de collar (*Natrix natrix*). Consideraciones sobre su distribución. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*. 19, 93-98.
- Gracia, P. & Pleguezuelos, J.M. 1990. Distribución de los anfibios en la provincia de Granada (SE Península Ibérica). *Anales de Biología*, 16: 71-84.
- Groves, G.R. 2003. *Drafting a conservation blueprint. A practitioner's guide to planning for biodiversity*. The Nature Conservancy, Island Press. Washington.
- Guerrero, J.C., Real, R., Antúnez A. & Vargas, J.M. 1999. Asociaciones interespecíficas de los anfibios en los gradientes ambientales del sur de España. *Revista Española de Herpetología*, 13: 49-59.
- Guisan, A., & Zimmermann, N.E. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling*, 135: 147-186.
- Hernández-Gil, V., Dicenta, F, Robledano, F, García, M.LI., Esteve, M.A. & Ramírez, L. 1993. *Anfibios y Reptiles de la Región de Murcia*. Colección Cuadernos de Ecología y Medio Ambiente. Universidad de Murcia.
- Herrando, S., Brotons, L., Estrada, J., Guallar, S. & Anton, M. 2011. *Catalan winter bird atlas 2006-2009*. Institut Català d'Ornitologia & Lynx Edicions. Barcelona.
- Houlahan, J.E., Findlay, C.S., Schmidt, B.R., Meyer, A.H. & Kuzmin, S.L. 2000. Quantitative evidence for global amphibian population declines. *Nature*, 404: 752-755.
- IUCN 2001. Categorías y Criterios de la Lista Roja de la UICN: Versión 3.1. Comisión de Supervivencia de Especies de la UICN. UICN, Gland, Suiza y Cambridge, Reino Unido.
- Liu, C., Berry, P.M., Dawson, .P. & Pearson, R.G.. 2005. Selecting thresholds of occurrence in the prediction of species distributions. *Ecography*, 28: 385-393.
- López de Carrión, M., Díaz, M., Carbonell, R. & Bonal, R. 2006. *Libro Rojo de los vertebrados de Castilla-La Mancha*. Consejería de Medio Ambiente y Desarrollo Rural. Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha. Toledo.
- Lötters, S., Kielgast, J., Bielby, J., Schmidlein, S., Bosch, J., Veith, M., Walker, S.F., Fisher, M.C. & Rödder, D. 2010. The link between rapid enigmatic amphibian decline and the globally emerging chytrid fungus. *EcoHealth*, 6: 358-372
- Lubick, N. 2010. Emergency medicine for frogs. *Nature*, 464: 680-681.

- Márquez, R. 1992. Terrestrial parental care and short breeding seasons. Reproductive phenology of the midwife toads *Alytes obstetricans* and *A. cisternasii*. *Ecography*, 15: 279-288.
- Márquez R., García-París M. & Tejedo M. 1994. El sapo partero bético, nueva especie de la fauna española. *Quercus* 100: 12-15.
- Márquez, R. & Bosch, J. 1995. Advertisement calls of the midwife toads *Alytes* (Amphibia, Anura, Discoglossidae) in continental Spain. *Journal of Zoological Systematics and Evolutionary Research*, 33: 185-192
- Márquez, R. & Bosch, J. 1996. Advertisement call of the midwife toad from the sierras béticas *Alytes dickhilleni* Arntzen & García-París, 1995 (Amphibia, Anura, Discoglossidae). *Herpetological Journal*, 6: 9-14
- Márquez, R., Esteban, M. & Castanet, J. 1997. Sexual size dimorphism and age in the midwife toads *Alytes obstetricans* and *A. cisternasii*. *Journal of Herpetology*, 31: 52-59.
- Marquez, R. & Lizana, M. 2002. Conservación de los anfibios y reptiles en España. 419-431. In: Pleguezuelos, J.M., Marquez, R. & Lizana, M. (eds.). *Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Asociación Herpetológica Española. Madrid.
- Martínez-Solano, I., París, M., Izquierdo, E. & García-París, M. 2003. Larval growth plasticity in wild populations of the Betic midwife toad, *Alytes dickhilleni* (Anura: Discoglossidae). *Herpetological Journal*, 13: 89-94.
- 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.
- Mayol J. 2005. El sapito resucitado por la ciencia y salvado por la conservación. El caso del ferreret en Mallorca. 117-135. In: Jiménez, I. & Delibes, M. (eds). *Al borde de la extinción: una visión integral de la recuperación de fauna amenazada en España*. Evren. Valencia.
- Maxson, D. J., & Szymura, J.M. 1984. Relationships among discoglossid frogs: An albumin perspective. *Amphibia-Reptilia*, 5: 245-252.
- MAGRAMA, 2012. *Inventario Español de Especies Terrestres. Inventario Español del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad*. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. <<http://www.magrama.es/es/biodiversidad/temas/inventarios-nacionales/inventario-especies-terrestres/inventario-nacional-de-biodiversidad/default.aspx>>.
- Ninyerola, M., Pons, X. & Roure, J.M. 2005. *Atlas climático digital de la Península Ibérica. Metodología y aplicaciones en bioclimatología y geobotánica*. Universidad Autónoma de Barcelona. Bellaterra.
- Norris, S. 2007. Ghost in our midst: coming to terms with amphibian extinctions. *BioScience*, 57: 311-316.
- París, M., Martínez-Solano, I., Izquierdo, E. & García-París, M. 2002. Distribución y estado de conservación de los sapos parteros (Anura: Discoglossidae: *Alytes*) en la provincia de Albacete (Castilla-La Mancha, España). *Sabuco, Revista de Estudios Albacetenses*, 3: 5-22.
- Phillips, S.J., Anderson, R.P. & Schapire, R.E. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, 190: 231-259.
- Phillips, S.J. & Dudik, M. 2008. Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography* 31, 161-175.

- Pleguezuelos, J. M., Márquez, R. & Lizana, M. 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.
- Pleguezuelos, J.M. & Feriche, M. 2003. *Anfibios y reptiles*. Granada. Guías de la Naturaleza. 18. Los libros de la Estrella. Diputación de Granada, Granada.
- Real, R., Guerrero, J.C. & Ramírez, J.M. 1992. Identificación de fronteras bióticas significativas para los anfibios en la cuenca hidrográfica del sur de España. *Doñana, Acta Vertebrata*, 19: 53-70.
- Reques, R., Caro, J. & Pleguezuelos, J.M. 2006. *Parajes importantes para la conservación de anfibios y reptiles en Andalucía*. Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía (informe inédito). Sevilla.
- Reques, R., González-Miras, E., Sánchez, D. & Rosado, J.M. 2010. *Programa de conservación activa de los anfibios amenazados de Andalucía*. XI Congreso Luso-Español de Herpetología y XV Congreso Español de Herpetología. AHE. Sevilla.
- Rödger, D., Kielgast, J., Bielby, J., Schmittlein, S., Bosch, J., Garner, T.W.J., Veith, M., Walker, S.F., Fisher, M.C. & Lötters, S. 2009. Global amphibian extinction risk assessment for the panzootic chytrid fungus. *Diversity*, 2009: 52-65
- Sánchez, P., Carrión, M.A., Hernández, A. & Guerra, J. 2002. *Libro rojo de la flora silvestre protegida de la Región de Murcia*. Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente. Dirección General del Medio Natural. Murcia.
- Sánchez-Videgain, J. & Rubio J. L. 1996. Atlas preliminar de los anfibios y reptiles de las sierras prebélicas albacetenses. Al-Basit: *Revista de estudios albacetenses*. Segunda época, año XXI, 38: 5-30.
- Sanchíz, B. 1998. *Encyclopedia of Paleoherpetology, Part IV (Salientia)*. Friedrich Pfeil. München.
- Sanchíz, B. & Adrover, R. 1981. Anfibios fósiles del Pleistoceno en Mallorca. *Doñana, Acta Vertebrata*, 1979: 5-25.
- Santos, X., Brito, J.C., Sillero, N., Pleguezuelos, J.M., Llorente, G.A., Fahd, S. & Parellada, X. 2006. Inferring habitat-suitability areas with ecological modelling techniques and GIS: A contribution to assess the conservation status of *Vipera latastei*. *Biological Conservation*, 130: 416-425.
- Santos, X., Brito, J.C., Caro, J., Abril, A.J., Lorenzo, M., Sillero, N. & Pleguezuelos, J.M. 2008. Habitat suitability, threats and conservation of isolated populations of the smooth snake (*Coronella austriaca*) in the southern Iberian Peninsula. *Biological Conservation* 142:344-352.
- Scott, N.J. 1993. Postmetamorphic death syndrome. *Froglog*, 7: 1-2.
- Sillero, N., Barbosa, A.M., Martínez-Freiría, F. & Real, R. 2010. Los modelos de nicho ecológico en la herpetología ibérica: pasado, presente y futuro. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 21: 2-24.
- Tejedo, M., Reques, R., Gasent, J.M., González de la Vega, J.P., Morales-Barnestein, J., García-Cardenete, L., González-Miras, E., Donaire, D., Sánchez-Herráiz, M.J. & Marangoni, F. 2003. *Distribución de los anfibios endémicos de Andalucía: estudio genético y ecológico de las poblaciones*. Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía y Consejo Superior de Investigaciones Científicas. Sevilla.
- Thorntwaite, C.W. 1948. An approach toward a rational classification of climate. *Geographical Review*, 38: 55-94.

- Torralva, M., Oliva, F.J., Egea-Serrano, A., Miñano, P.A., Verdiell, D., De Maya, J.A. & Andreu, A. 2005. *Atlas de Distribución de los Anfibios de la Región de Murcia*. Dirección General del Medio Natural, Consejería de Industria y Medio Ambiente, Región de Murcia - Universidad de Murcia. Gráficas F. Gómez, Cartagena.
- USGS 2006. Shuttle Radar Topography Mission (SRTM) "Finished" 3-arc second SRTM Format Documentation <<http://edc.usgs.gov/products/elevation/srtmbil.html>>. [Consulta: agosto 2008]
- Walker, S.F., Bosch, J., Gomez, V., Garner, T.W.J., Cunningham, A.A., Schmeller, D.S., Ninyerola, M., Henk, D., Ginestet, C., Arthur, C.P. & Fisher, M.F. 2010. Factors driving pathogenicity versus prevalence of amphibian panzootic chytridiomycosis in Iberia. *Ecology Letters*, 13: 372-382
- Weldon, C., du Preez, L.H., Hyatt, A.D., Muller, R. & Speare, R. 2004. Origin of the amphibian chytrid fungus. *Emerging Infectious Disease*, 10: 2100–2105.
- Wells, K.D. 2007. *The Ecology and Behavior of Amphibians*. The University of Chicago Press. Chicago & London.

© 2012

Asociación Herpetológica Española.

Primera edición: enero de 2012.

Copyright de las fotografías.

E. Ayllón: 11, 33, 34, 35

M^a B. Benítez: 39, 40, 41

J. Bosch: Foto de portada, 62, 67.

P. Domingo Martínez: 49

A. Egea Serrano, 50

A. Escolano: 59

E. Escoriza: 9, 17, 48, 66

D. García Alonso: 45, 46, 47

L. García Cardenete.: 3, 5, 7, 16, 42, 44

E. González Miras: 10, 12, 13, 14, 15, 18, 19a, 19b, 36, 37, 38, 43, 63, 65

Imprime: igráfico. [Url: www.igráfico.com]

Diseño y maquetación: Marcos PdT. [Url: www.marcos-pdt.com]

