PROGRAMAS DE CONSERVACIÓN DE ANFIBIOS EN LA PROVINCIA DE CÁDIZ

Ricardo Reques*

OrniTour S.L. Apdo. correos 275, 11.311 Guadiaro, San Roque (Cádiz), Spain

Recibido: 16 de marzo de 2012. Aceptado (versión revisada): 2 de mayo de 2012. Publicado en línea: 31 de mayo de 2012

Palabras claves: Cádiz, anfibios, conservación, creación de charcas, conectividad.
Keywords: Cádiz, amphibians, conservation, pond creation, conectivity.

Resumen

*En los últimos cuatro años (2009-2012), dentro de la provincia de Cádiz, se han llevado a cabo diferentes trabajos de conservación activa de anfibios enmarcados en distintos proyectos tanto públicos como privados. El más importante es el "Programa para la Conservación de los Anfibios Amenazados de Andalucía", cofinanciado por la Consejería de Medio Ambiente y la Unión Europea. Aunque la gestión de hábitats tuvo como objetivo aumentar la diversidad general de anfibios, la mayoría de las actuaciones estuvieron dirigidas a dos taxones endémicos: la variedad andaluza de salamandra (*Salamandra salamandra longirostris*) y el tritón jaspeado pigmeo (*Triturus pygmaeus*) por haberse visto afectadas gravemente en las últimas décadas debido a la alteración y pérdida de sus hábitats reproductivos. El objetivo principal fue fortalecer las poblaciones y facilitar la conectividad para reforzar el sistema metapoblacional. Las actuaciones se han basado en la mejora de charcas que han sufrido algún tipo de alteración y en la creación de charcas nuevas. A pesar del corto periodo transcurrido desde que se iniciaran las obras, todos los lugares en los que se ha actuado han sido colonizados por, al menos, una especie de anfibio. El manejo de lugares de reproducción preexistentes o la creación de nuevos hábitats cercanos a éstos han tenido una rápida respuesta de colonización. En cambio, cuando los nuevos hábitats se ubicaron en zonas más alejadas para favorecer la conexión entre poblaciones, el proceso está siendo más lento.*

Abstract

*In the last four years (2009-2012), different works for active amphibians conservation in several public and private projects are being carried out inside Cádiz province (S. Spain). The most important is "Programa para la Conservación de los Anfibios Amenazados de Andalucía", co-financed by the Consejería de Medio Ambiente and the European Union. Although the main objective of the habitats management was to increase the general diversity of amphibians, most of actions were directed to two endemic taxa from South of Spain: the andalusian variety of salamander (*Salamandra salamandra longirostris*) and the pygmy marbled newt (*Triturus pygmaeus*) two of the most endangered species which have been seriously affected by the change and lost of their reproductive habitats in the last decades. The main goal was to reinforce the settlement of new populations and make easy the connectivity with surrounding populations to enforce the metapopulation system. Actions have been based on the improvement of ponds which have suffered any kind of damage or change and the creation of new ones. Despite the short period of elapsed time since this project started, all ponds where colonized by, at least, one amphibian species. The modifications achieved in already existing reproductive sites or the settlement of nearby habitats have favored the rapid colonization by amphibians. However, in cases where distance between ponds was large, the colonization of the new sites has been delayed.*

Introducción

Los anfibios actualmente son los vertebrados más amenazados del Planeta (Stuart et al. 2004, Wake and Vredenburg 2008, Collins and Crump 2009), con aproximadamente un 40 % de las especies amenazadas en todo el mundo según los criterios de la UICN (Hoffmann et al. 2010). Este grupo, caracterizado por tener un complejo ciclo vital, es especialmente susceptible a la degradación ambiental debido a algunas características particulares como son: su tamaño relativo pequeño, su fisiología ectoterma, su piel permeable, su limitada capacidad de actividad y su dependencia a ambientes húmedos (Murphy et al. 2000). Por eso, con frecuencia, los anfibios son considerados como buenos indicadores de los cambios ambientales que se producen tanto en el medio acuático como en el terrestre (Beebee 1996, Mendelson et al. 2006, Sinsch et al. 2007). Algunas de estas características son compartidas con otros grupos, como algunos invertebrados acuáticos, que utilizan los mismos hábitats y que sufren igualmente amenazas a nivel regional o local; en este sentido, el declive de las poblaciones de anfibios debería ser visto en el contexto de una mayor crisis de diversidad (Chapin et al. 2001, Novacek 2001, Saunders et al. 2001, Halliday 2005, Wells 2007).

Las causas principales del declive de anfibios en la provincia de Cádiz son la destrucción, alteración y fragmentación de hábitats, especialmente por cambios de usos de suelo (deforestación, construcciones, usos agrícolas, etc.), contaminación de los medios acuáticos (vertidos químicos, pesticidas, usos ganaderos, etc.) y la introducción de especies exóticas invasoras (p. ej. cangrejo rojo americano, peces, galápagos exóticos, etc.) (Blanco et al. 1995, Reques 2002, Tejedo et al. 2003, Reques 2004, Reques 2005, Reques et al. 2006b, Reques 2009).

*Autor para correspondencia. Email: reques@ornitour.com

En la provincia de Cádiz las poblaciones de anfibios se conservan en buen estado dentro de los espacios naturales protegidos pero, en las dos últimas décadas, ha habido un importante declive en la zona de la campiña y del litoral (Reques 2009). Las especies más afectadas han sido el tritón jaspeado pigmeo (*Triturus pygmaeus*) y la variedad andaluza de salamandra común (*Salamandra salamandra longirostris*). *Triturus pygmaeus* es una especie endémica del cuadrante suroccidental de la Península Ibérica. En Andalucía su límite oriental está en la provincia de Granada donde quedan poblaciones aisladas y amenazadas (Reques 2006; Reques et al. 2006a). Por su parte *Salamandra s. longirostris* ha sido descrita recientemente como una especie independiente (Dubois y Raffaëlli 2009) y su distribución está prácticamente restringida a las provincias de Cádiz y Málaga, presentando una regresión muy acusada en sus poblaciones orientales que se diferencian ligeramente, a nivel genético, del núcleo occidental gaditano y malagueño (Tejedo et al. 2003). Dentro de la provincia de Cádiz se han diferenciado dos haplotipos, uno que tendría una amplia distribución por el Parque Natural Los Alcornocales y otro localizado en el término municipal de Los Barrios (Tejedo et al. 2003).

A partir de los resultados obtenidos en un estudio de catalogación de charcas de la provincia de Cádiz (Reques 2002), donde se valoró el estado de los hábitats y de las poblaciones de anfibios, se han diseñado diferentes programas de conservación activa con financiación tanto pública como privada. El más importante es el "Programa para la Conservación de los Anfibios Amenazados de Andalucía", cofinanciado por la Consejería de Medio Ambiente y la Unión Europea con cargo al Fondo Europeo Agrícola de Desarrollo Rural (FEADER), pero también se han realizado actuaciones derivadas de las medidas compensatorias del gasoducto que atraviesa parte del Parque Natural Los Alcornocales (ENAGAS), mejoras ambientales en la Estación Medioambiental de Madrevieja en San Roque (CEPSA) y actuaciones en Ornipark que forma parte del Complejo Ecoturístico de Huerta Grande, en Pelayo (Algeciras) gestionado por ORNITOUR S.L. Todas las actuaciones realizadas han tenido como objetivo fortalecer las poblaciones y facilitar su conectividad para reforzar el sistema metapoblacional.

Cuando los hábitats naturales desaparecen, la construcción de nuevas charcas puede ser una buena medida de conservación (Semlitsch y Rothermel 2003; Shulse et al. 2010). Sin embargo, estos nuevos hábitats no son sustitutos de los hábitats naturales (National-Research-Council 2001; Shulse et al. 2010) y tardan varios años en conseguir una funcionalidad ecológica similar a la natural (Semlitsch 2002; Kettlewell et al. 2008).

El diseño de los elementos que se han incorporado al paisaje para probar un nuevo modelo de gestión de hábitats está basado en el conocimiento de las bases biológicas y ecológicas de las distintas especies de anfibios en los diferentes ecosistemas. En este sentido, la fase acuática es crucial en la regulación del tamaño de sus poblaciones (Wilbur 1980; Berven 1995) y los medios en los que esto sucede son elementos fundamentales en los que han de fijarse los programas de conservación. Por otro lado, varios trabajos señalan la importancia de la etapa terrestre de los juveniles en la estabilidad demográfica (Biek et al. 2002; Vonesh y De la Cruz 2002). En esta fase de post-metamorfosis los individuos permanecen en el medio terrestre en el que han de encontrar refugio y alimento para su crecimiento hasta llegar a la madurez sexual para reproducirse (Wells 2007); además, la mayoría de los individuos se concentran alrededor de varios cientos de metros de las charcas de reproducción (Semlitsch 1998) aunque algunos grupos pueden dispersarse y unirse a otras poblaciones formando grandes metapoblaciones (Gill 1978). Si la creación de charcas no incluye la protección de una superficie terrestre adecuada alrededor de éstas, las poblaciones podrían disminuir drásticamente (Semlitsch 1998; Semlitsch y Rothermel 2003). La deforestación y otras formas de degradación de hábitats terrestres pueden afectar a los anfibios incluso aunque las charcas no se vean directamente alteradas (Wells 2007).

Es fundamental conocer bien la relación entre poblaciones cercanas para asegurar su persistencia. La dinámica de las metapoblaciones de anfibios está controlada por dos factores: 1) el número de individuos que se dispersan entre las distintas poblaciones (flujo genético) y 2) la distribución y densidad de charcas en el territorio que determinan las distancias de dispersión y la probabilidad de que estos individuos encuentren una de estas charcas (Marsh y Trenham 2001). Este movimiento de individuos y de genes entre poblaciones locales puede constituir un factor decisivo para la persistencia de estas especies (Hanski 1999; Stevens et al. 2006).

Material y métodos

Diseño

Para el diseño de charcas se han tenido en cuenta los resultados de un estudio precedente realizado en Sierra Morena Central derivado de las medidas compensatorias por la ampliación del embalse de la Breña (Almodóvar del Río, Córdoba) (Reques y Tejedo 2008). En este proyecto se ha realizado un seguimiento durante cinco años de 68 charcas de las cuales 53 fueron de nueva construcción. El diseño general se basó en la creación de un conjunto de charcas de pequeñas dimensiones y carácter temporal (charcas satélite) distribuidas en forma de mosaico alrededor de una charca principal de mayor tamaño (SEPA 2000). Con la aplicación de SIG fue posible establecer las relaciones espaciales con otras charcas naturales más o menos próximas que han sido los centros de origen y dispersión de los individuos que han colonizado las nuevas charcas. Con los parámetros recogidos sobre las características de las charcas y las especies presentes, se analizaron las variables que mejor explicaban la presencia de determinadas especies mediante análisis de regresión logística (Reques y Tejedo, datos no publicados). En concreto, se vio que *Triturus pygmaeus* colonizaba con mayor probabilidad charcas con una superficie superior a 90 m^2, una profundidad máxima de entre 60 y 120 cm y en las que se desarrollaban comunidades de macrófitos acuáticos (Reques y Tejedo, datos no publicados). El perfil de charca más adecuado para esta especie se presenta en la Figura 1 y se caracteriza por tener una zona de suaves pendientes en la que puedan crecer macrófitos sobre los que realizan las puestas y una zona más profunda que utilizan las larvas en su desarrollo. Para otras especies como *Salamandra salamandra* no fue posible establecer estas relaciones debido a su preferencia por arroyos y fuentes.

Elección de lugares de actuación

Para la ubicación de las charcas se ha tenido en cuenta la singularidad de las poblaciones de anfibios y las características propias de cada uno de los proyectos. Se han realizado actuaciones en cinco localidades diferentes de la provincia de Cádiz.

Trafalgar (Barbate): Desde le década de los años setenta se conocía el interés de esta zona para los anfibios (Busack, com pers.). Se trata de un sistema de charcas interdunares situadas

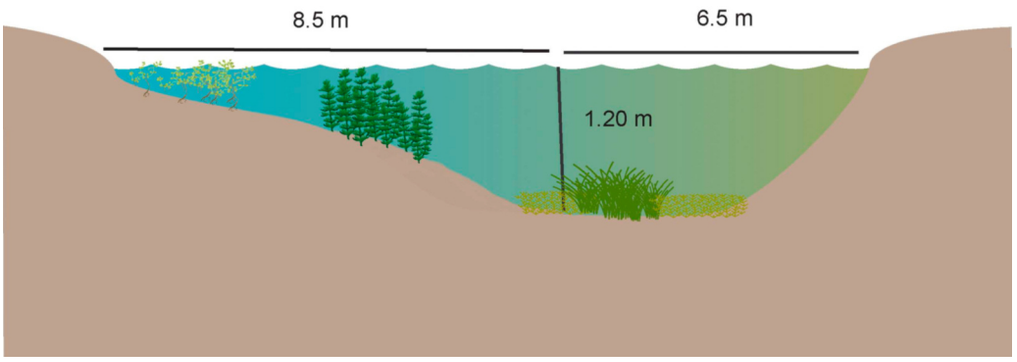

Figura 1. Esquema de la charca más adecuada para *Triturus pygmaeus* (Reques y Tejedo, datos no publicados).

en el tómbolo de Trafalgar cuyo interés está en su singularidad, ya que prácticamente han desaparecido estos sistemas en el litoral andaluz, y en la presencia de especies de gran relevancia desde el punto de vista de su conservación (Reques 2004), entre las que destaca *Triturus pygmaeus*. Actualmente las charcas naturales sufren procesos de colmatación y desecación prematura. Para mejorar el estado de las poblaciones de *Triturus pygmaeus* se han construido cuatro charcas de algo más de 100 m² y una profundidad superior a los 90 cm. A su alrededor se han instalado cerramientos para evitar la entrada de ganado y proteger un amplio perímetro de medio terrestre. Estas actuaciones se concluyeron en otoño de 2009 dentro del "Programa para la Conservación de los Anfibios Amenazados de Andalucía".

Los Barrios: *Salamandra s. longirostris* tiene una distribución muy reducida y, en las últimas décadas, está desapareciendo de muchas localidades gaditanas. En unos análisis genéticos se detectó que las poblaciones de Los Barrios tienen un haplotipo distinto al del resto de Alcornocales (Tejedo et al. 2003) lo cual pone de manifiesto su aislamiento genético. Con el proyecto de medidas compensatorias de ENAGAS, se construyeron tres charcas con el objetivo de aumentar la disponibilidad de hábitats para este taxón. Las charcas se terminaron de construir en otoño de 2010 y fueron valladas para evitar la entrada de ganado.

Madrevieja (San Roque): Las actuaciones se han realizado en una finca propiedad de CEPSA que limita de Norte a Sur por el arroyo de la Madre Vieja (Ríos et al. 2012) como parte de un amplio proyecto de mejoras ambientales para aumentar la diversidad general de especies. Entre éstas, en verano de 2009 se construyeron dos charcas temporales especialmente diseñadas para la comunidad de anfibios. Además, se ha recuperado una laguna que, en periodos de máxima inundabilidad, ocupa una amplia pradera encharcadiza que constituye un lugar de reproducción para algunas especies de anfibios. De forma paralela se han realizado trabajos dirigidos a mejorar el medio terrestre circundante favoreciendo lugares de refugio y alimentación para este grupo en fase de postmetamorfosis.

Ornipark: Se encuentra ubicado en el Centro de Visitantes de Huerta Grande (Algeciras). En verano de 2008 Ornitour construyó una charca que cumple una función educativa y es, además, un lugar de reproducción para varias especies de anfibios entre las que se encuentran *Triturus pygmaeus* y *Salamandra s. longirostris*, presentes hace una década en hábitats artificiales del recinto que se fueron colmatando hasta desaparecer.

Alcornocales: Dentro del "Programa para la Conservación de los Anfibios Amenazados de Andalucía" se han realizado actuaciones, localizadas en el término municipal de Alcalá de los Gazules, en dos fases. Las primeras se iniciaron en otoño de 2009 y su objetivo fue mejorar el hábitat de Las Lagunetas de Alcalá y su entorno, restituir pequeños humedales colmatados (Albina Mogea, Albina del Camino y Charca de la Molineta) para que sirvan como lugares de reproducción de anfibios y consolidar un sistema metapoblacional en esa zona. En la segunda fase, llevada a cabo en verano de 2011, se ha trabajado cerca de la Laguna del Picacho. En este caso se han construido tres charcas y, al igual que en el sistema anterior, se pretenden formar nuevas poblaciones de *Triturus pygmaeus* y consolidar un sistema metapoblacional. El objetivo último es conseguir la conexión entre ambas poblaciones (figura 2) y asegurar un sistema que garantice la conservación de esta especie a medio y largo plazo dentro de uno de los espacios de mayor interés en toda su área de distribución. Todas las charcas han sido valladas para evitar la entrada de ganado.

Seguimiento

Para comprobar la efectividad de las actuaciones y la colonización natural de especies de anfibios, se realizó un seguimiento periódico. En ningún caso se hicieron introducciones de especies de fauna o flora, optando siempre por la colonización natural y el autodiseño. El modelo adaptable propuesto en este trabajo permite hacer modificaciones al diseño de charcas en función de los resultados obtenidos si aparecen efectos imprevistos no deseados (Downs y Kondolf 2002).

Paralelamente, y siguiendo el protocolo de estudios precedentes, se realizaron muestreos periódicos de larvas en cada una de las charcas con ayuda de una manga de red. El barrido por los diferentes microhábitats de las charcas se realizaba durante un periodo de unos tres minutos. Las larvas capturadas eran identificadas, medidas y contadas para su posterior análisis de abundancia relativa y conocer su tasa de desarrollo. Tras el muestreo de cada charca todo el material era desinfectado para evitar la difusión de posibles patógenos (especialmente hongos quitridios).

Resultados y discusión

El tiempo transcurrido desde la realización de las actuaciones (a partir de 2009) hasta la actualidad (inicios de 2012) es

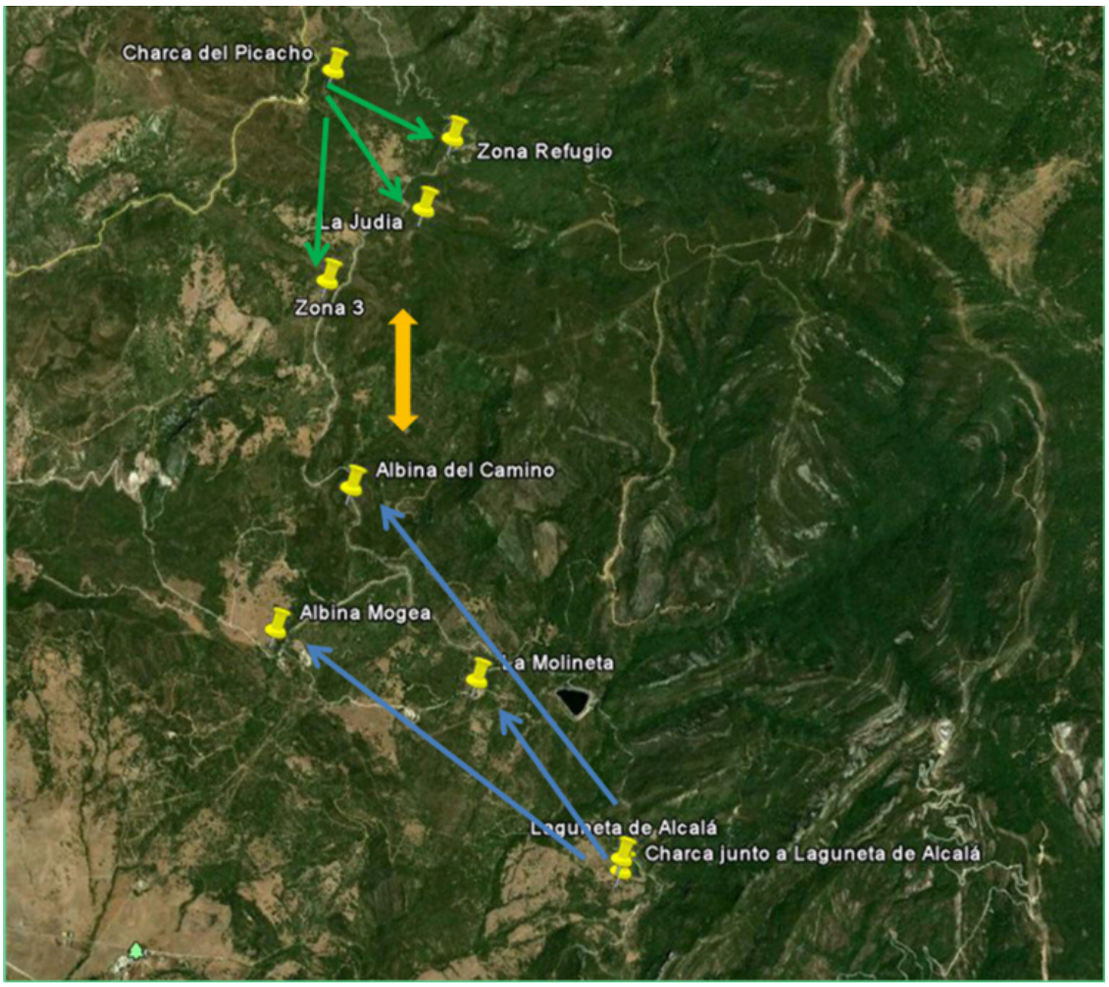

Figura 2. Lugares de actuación entre la laguna de El Picacho y las Lagunetas de Alcalá.

insuficiente para hacer una valoración sobre la efectividad de las actuaciones. Sin embargo, se puede avanzar el buen funcionamiento hídrico de las charcas construidas y la rápida colonización que han tenido por parte de distintas especies de macrófitos e invertebrados acuáticos y algunos anfibios. Con las herramientas estadísticas disponibles para poder detectar cambios en las poblaciones de anfibios y descartar falsos negativos es necesario un estudio de seguimiento exhaustivo y continuado durante varios años consecutivos (Hayes y Steidl 1997). Un poder estadístico bajo o insuficiente no nos permitiría evidenciar la existencia de un declive real (Tejedo 2003). Según Hayes y Steidl (1997) un poder estadístico aceptable sólo se encontraría para tendencias muy claras en siete años pero se necesitan al menos trece años de seguimiento para tendencias de declive menos evidentes. A continuación se describe la evolución de la efectividad de las medidas realizadas.

Trafalgar: las cuatro charcas construidas en este enclave han tenido un hidroperiodo significativamente más prolongado que las charcas temporales adyacentes, aunque el tiempo de permanencia con agua varió entre ellas. Una de las charcas no ha llegado a secarse desde que se llenó en 2009, si bien es cierto que el periodo de estudio ha sido anormalmente lluvioso. El aumento del hidroperiodo garantiza que en la mayor parte de los años las especies de anfibios con un ciclo larvario más prolongado (p.ej. *Pleurodeles waltl*, *Triturus pygmaeus* o *Pelobates cultripes*) puedan completar la metamorfosis. Además, la protección del medio terrestre alrededor de las charcas asegura que los anfibios puedan encontrar lugares de refugio y alimento adecuados y no se vean amenazados por posibles perturbaciones. La consolidación de estas charcas se está produciendo gracias al crecimiento de vegetación acuática. Las charcas han sido utilizadas hasta el momento por *Pelobates cultripes*, *Bufo calamita*, *Pelophylax perezi* y, en la última temporada, *Triturus pygmaeus*.

Los Barrios: en sólo una temporada las charcas han sido colonizadas por *Bufo bufo, Discoglossus jeanneae* y *Salamandra s. longirostris* por lo que se han conseguido nuevos hábitats idóneos para el desarrollo larvario del haplotipo específico de la zona de la variedad andaluza de salamandra. No obstante, aunque la vegetación acuática está empezando a crecer, aún no se han consolidado las charcas. Se espera que en las próximas temporadas sean colonizadas por otras especies de anfibios que se reproducen en puntos cercanos.

Madrevieja: La creación de charcas temporales está teniendo un rápido efecto en las comunidades acuáticas asociadas a medios temporales. Con anterioridad a las actuaciones había encharcamientos con una comunidad de macrófitos e invertebrados acuáticos residual que ha facilitado una rápida colonización de los nuevos hábitats. Además de las dos charcas temporales, la nueva laguna es también utilizada por estas comunidades y, muy especialmente, las zonas encharcadizas y prados inundables adyacentes que, desde su restitución,

permanecen con agua desde finales de otoño hasta el verano. En las dos temporadas de seguimiento las charcas y praderas inundables fueron ocupadas por: *Pleurodeles waltl, Pelodytes ibericus, Discoglossus jeanneae, Hyla meridionalis* y *Pelophylax perezi*.

Ornipark: Esta charca ha sido utilizado por las especies: *Salamandra s. longirostris, Triturus pygmaeus, Hyla meridionalis, Discoglossus jeanneae, Bufo bufo* y *Pelophylax perezi*.

Alcornocales: La primera fase ya se puede considerar consolidada en cuanto al funcionamiento hídrico de los nuevos microhumedales. Las actuaciones han servido para fortalecer las poblaciones de *Triturus pygmaeus* en Las Lagunetas de Alcalá en donde, tras la exclusión del ganado, se ha apreciado un incremento del éxito de metamorfosis de esta especie (cerca de un 40 % en 2011 con respecto a la media de los años 2008 y 2009). También se ha incrementado el hidroperiodo de una charca satélite cercana a la principal y eso ha facilitado que *Triturus pygmaeus* completase en 2010 y 2011 su fase larvaria, cosa que no ocurría allí al menos desde 2004. En la Albina del Camino (figura 3) también ha habido reproducción de *Triturus pygmaeus* con éxito de metamorfosis en 2011. En el resto de los lugares de actuación, de momento, no se ha detectado reproducción de esta especie. Por otro lado, las charcas construidas en la segunda fase están en periodo de consolidación y se espera que tengan un funcionamiento hídrico adecuado en los próximos años y sean paulatinamente colonizadas por diferentes especies de anfibios. Si en las próximas temporadas se establecen nuevas poblaciones de *Triturus pygmaeus* en estas charcas, se logra la conexión de las poblaciones y se consolida el sistema metapoblacional (Beebee 1996; Hanski 1999; Scali et al. 2002), el Parque Natural Los Alcornocales tendrá el núcleo poblacional más importante para esta especie en toda su área de distribución y se garantizará con ello su persistencia a medio y largo plazo. Además, con esto se consigue un hábitat más continuo que puede redundar en una mayor biodiversidad general (Williams et al. 2004).

Una de las variables más importantes en la regulación del tamaño de las poblaciones de anfibios en su fase larvaria es el hidroperiodo de las charcas. No todas las especies de anfibios se reproducen en las mismas fechas y la duración del periodo larvario puede llegar a ser muy diferente según las especies y las condiciones del hábitat (temperatura, densidad larvaria, disponibilidad de recursos, etc.). La existencia de charcas con distintos hidroperiodos en un mismo lugar contribuye a mantener una mayor diversidad de anfibios (SEPA 2000; Reques 2008). Por otro lado, la sequía natural de las charcas juega un papel decisivo al evitar la colonización de especies piscícolas depredadoras (Bronmark y Edenhamn 1994; Braña et al. 1996; Diamond 1996) o del cangrejo rojo americano (*Procambarus clarkii*) (Cruz et al. 2006a; Cruz et al. 2006b) que no logran adaptarse bien a estas fluctuaciones. En otoño de 2011 se encontraron restos de cangrejo rojo americano en el entorno de las Lagunetas de Alcalá. Si la población de esta especie invasora aumenta podría poner en peligro a las poblaciones de anfibios tal y como se ha visto en numerosos estudios (Bermejo Garcia 2006; Cruz et al. 2006a; Cruz et al. 2006b; Portheault et al. 2007).

En general, a pesar del poco tiempo transcurrido desde la construcción de las charcas los resultados han sido positivos y han beneficiado de forma notable al aumento de la diversidad

Figura 3. Estado de la charca Albina del Camino (Alcalá de los Gazules) en febrero de 2012.

general. Los resultados preliminares son similares a los de otros proyectos análogos realizados en Andalucía (Reques y Tejedo 2008; Reques et al. 2010). Por otro lado, también es importante preservar el medio terrestre circundante a las masas de agua (Biek et al. 2002; Semlitsch y Rothermel 2003) y esto se ha conseguido protegiendo del ganado los pastizales y las zonas de matorral donde los anfibios pueden encontrar refugio y alimento. En estudios similares se ha estimado que tras la creación del nuevo hábitat acuático es necesario proteger, mediante un vallado, un perímetro amplio alrededor de la charca donde se limiten al máximo actuaciones silvícolas y ganaderas (Rudolph y Dickson 1990; McComb et al. 1993; DeMaynadier y Hunter 1995; Semlitsch y Rothermel 2003). Además, esto minimiza el riesgo de colmatación de las charcas (DeMaynadier y Hunter 1995).

Para contribuir al aumento de la disponibilidad de hábitats idóneos para la reproducción de anfibios, en la provincia de Cádiz se podría hacer compatible la creación de charcas o el acondicionamiento de otras preexistentes dentro de áreas diseñadas para actividades de recreo humano, como por ejemplo los campos de golf, tal y como se ha puesto de manifiesto en estudios realizados en otros lugares (Boone et al. 2008). Esto contribuye a reducir los impactos negativos de alteración y destrucción de hábitats. Estas charcas deberían de estar próximas a islas de vegetación que actúen como áreas de refugio y alimentación para los juveniles y adultos.

El invierno de 2011-2012 ha sido especialmente seco con ausencia de precipitaciones importantes y eso ha puesto de manifiesto la importancia de estos nuevos hábitats no sólo para la comunidad de anfibios sino para el resto de las especies vinculadas a estos medios. Todos los encharcamientos naturales del Cabo de Trafalgar han permanecido secos durante este periodo y, en cambio, las charcas nuevas construidas se han mantenido con agua, incluso alguna no ha llegado a secarse durante la temporada estival. Lo mismo ha ocurrido en el entorno de la laguna del Picacho, donde tanto los arroyos como la propia laguna han permanecido secos mientras que todas las charcas de nueva construcción han mantenido agua. Todo esto tiene gran importancia si se cumplen las predicciones de cambio climático según las cuales el área del mediterráneo estaría entre las más afectadas (IPCC 2007; Moreira 2008; Moreira y Rodríguez 2008). Los anfibios son los vertebrados más amenazados a nivel mundial debido principalmente a la pérdida de hábitats y a la emergencia de enfermedades infecciosas, dos causas que pueden verse agravadas por el calentamiento global (Pounds et al. 2006; Bosch et al. 2007; Piha et al. 2007; Hof et al. 2011). Por tanto, la creación de nuevos hábitats para anfibios, con un diseño que permita un mayor hidroperiodo, es una forma económica de asegurar la conservación de sus poblaciones en el futuro, anticipándonos con ello a los nuevos escenarios ecológicos previstos para las próximas décadas en los que los cambios de patrones climáticos podrían acelerar el proceso de extinción de sus poblaciones.

Agradecimientos

Agradezco a David Ríos, David Barros, Steven Busack, David Peláez, José María Torres y Mari Paz Rodríguez su ayuda en la recogida de información. Antonio Luna, David Sánchez, Miguel León, David Gimeno, José Manuel López, Fernando Ortega y Eugenia San Emeterio han participado en el diseño y ejecución de las actuaciones y dos revisores anónimos han contribuido a mejorar el manuscrito. Este trabajo ha sido financiado por la Consejería de Medio Ambiente (con fondos de la Unión Europea) y las empresas privadas CEPSA, ENAGAS y ORNITOUR.

Bibliografía

Beebee TJC. 1996. Ecology and conservation of amphibians. Chapman & Hall, London.

Beebee TJC. 2002. Amphibian Phenology and Climate Change. Conservation Biology 16: 1454-1454.

Bermejo Garcia A. 2006. New data on aggression of Procambarus clarkii on Pleurodeles waltl. Boletin de la Asociacion Herpetologica Espanola 17: 82-85.

Berven KA. 1995. Population regulation in the wood frog, Rana sylvatica, from three diverse geographic localities. Australian Journal of Ecology 20: 385-392.

Biek R, Funk WC, Maxell BA, Mills S. 2002. What is missing in amphibian decline research: insights from ecological sensitivity analysis. Conservation Biology 16: 728-734.

Blanco JM, Márquez A, Sáez J, Sánchez B, Sánchez I. 1995. Anfibios y reptiles de la provincia de Cádiz. Consejería de Medio Ambiente, Cádiz.

Blaustein AR, Belden LK, Olson DH, Green DM, Root TL, Kiesecker JM. 2001. Amphibian Breeding and Climate Change. Conservation Biology 15: 1804-1809.

Boone MD, Semlitsch RD, Mosby C. 2008. Suitability of Golf Course Ponds for Amphibian Metamorphosis When Bullfrogs Are Removed. Conservation Biology 22: 172.

Bosch J, Carrascal LM, Duran L, Walker S, Fisher MC. 2007. Climate change and outbreaks of amphibian chytridiomycosis in a montane area of Central Spain; is there a link? Proceedings of the Royal Society Biological Sciences Series B 274: 253-260.

Carey C, Alexander MA. 2003. Climate change and amphibian declines: is there a link? Diversity and Distributions 9: 111-121.

Collins JP, Crump ML. 2009. Extinction in our times. Global amphibian decline. Oxford University Press, Oxford.

Cruz MJ, Pascoal S, Tejedo M, Rebelo R. 2006a. Predation by an exotic crayfish, Procambarus clarkii, on Natterjack Toad, *Bufo calamita*, embryos: Its role on the exclusion of this amphibian from its breeding ponds. Copeia 2006: 274-280.

Cruz MJ, Rebelo R, Crespo EG. 2006b. Effects of an introduced crayfish, *Procambarus clarkii*, on the distribution of south-western Iberian amphibians in their breeding habitats. Ecography 29: 329-338.

Chapin FS, Sala OE, Huber-Sanswald E. 2001. Future scenarios of global biodiversity. Springer-Verlag, New York.

DeMaynadier PG, Hunter ML. 1995. The relationship between forest managenment and amphibian ecology: A review of the North American literature. Environmental Reviews 3: 230-261.

Denton JS, Hitchings SP, Beebee TJC, Gent A. 1997. A recovery program for the natterjack toad (*Bufo calamita*) in Britain. Conservation Biology 11: 1329-1353.

Diaz-Paniagua C, Gómez-Rodríguez C, Portheault A, de Vries W. 2005. Los anfibios de Doñana. Organismo Autónomo Parques Nacionales.

Ministerio de Medio Ambiente.

Downs PW, Kondolf GM. 2002. Post-Project Appraisals in Adaptive Management of River Channel Restoration. Environmental Management 29.

Dubois A, Raffaëlli J. 2009. A new ergotaxonomy of the family Salamandridae Goldfuss, 1820 (Amphibia, Urodela). Alytes 26: 1-85.

Gibbs JP. 1998. Amphibian movements in response to forest edges, roads, and streambeds in southern New England. Journal of Wildlife Management 62: 584-589.

Gill DE. 1978. The metapopulation ecology of the red-spotted newts, *Notophthalmus viridescens* (Rafinesque). Ecological Monographs 48: 145-166.

Halliday T. 2005. Diverse phenomena influencing amphibian population declines. En: Lannoo MJ (ed). The conservation status of United Stetes species, pp. 3-6. University of California Press, Berkeley.

Hanski I. 1999. Metapopulation ecology. Oxford University Press, New York.

Hayes JP, Steidl RJ. 1997. Statistical power analysis and amphibian population trends. Conservation Biology 11: 273-275.

Hof C, Araújo MB, Jetz W, Rahbek C. 2011. Additive threats from pathogens, climate and land-use change for global amphibian diversity. Nature 480: 516-519.

Hoffmann M, Hilton-Taylor C, Angulo A, Böhm M, Brooks TM, Butchart SHM et al. 2010. The Impact of Conservation on the Status of the World's Vertebrates. Science 330: 1503-1509.

IPCC. 2007. Climate Change 2007. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, Pachauri RK, Reisinger A (eds)]. IPCC, Geneva, Switzerland.

Kettlewell C, Bouchard V, Porej D, Micacchion M, Mack J, White D, Fay L. 2008. An assessment of wetland impacts and compensatory mitigation in the Cuyahoga River Watershed, Ohio, U.S.A. Wetlands 28: 57-67.

Marsh DM, Trenham PC. 2001. Metapopulation dynamics and amphibian conservation. Conservation Biology 15: 40-49.

McComb WCK, McGarigal K, Anthony RG. 1993. Small mammal and amphibian abundance in streamside and upslope habitats of mature Douglas-fir stands, western Oregon. Norhwest Science 67: 7-15.

Mendelson JR III, Lips KR, Gagliardo RW, Rabb GB, Collins JP, Diffendorfer JE et al. 2006. Biodiversity - confronting amphibian declines and extinctions. Science (Washington D C) 313: 48.

Moreira JM. 2008. El cambio climático en Andalucía. Ma Medioambiente 59: 33-39.

Moreira JM, Rodríguez M. 2008. Escenarios climáticos y desertificación en Andalucía. Ma Medioambiente 62: 16-21.

Murphy JE, Phillips CA, Beasley VR. 2000. Aspects of amphibians ecology. En: Sparling DW, Linder G, Bishop CA (eds). Ecotoxicology of amphibians and reptiles, pp. 141-178. SETAC Press, Pensavola, FL.

National-Research-Council. 2001. Compensating for Wetland Losses under the Clean Water Act. . National Academy Press. , Washington, D.C.

Novacek MJ. 2001. The biodiversity crisis: losing what counts. New Press, New York.

Piha H, Luoto M, Piha M, Merila J. 2007. Anuran abundance and persistence in agricultural landscapes during a climatic extreme. Global Change Biology 13: 300-311.

Pleguezuelos JM, Feriche M. 2003. Anfibios y Reptiles. Granada, Guías de la Naturaleza. Diputación de Granada.

Portheault A, Diaz-Paniagua C, Gomez-Rodriguez C. 2007. Predation on amphibian eggs and larvae in temporary ponds: The case of Bufo calamita in Southwestern Spain. Revue d-Ecologie-La Terre et la Vie 62: 315-322.

Pounds JA, Bustamante MR, Coloma LA, Consuegra JA, Fogden MPL, Foster PN, La Marca E, Masters KL, Merino-Viteri A, Puschendorf R, Ron RS, Sanchez-Azofeifa GA, Still CJ, Young BE. 2006. Widespread amphibian extinctions from epidemic disease driven by global warming. Nature 439: 161-167.

Reques R. 2000. Anfibios, ecología y conservación. Recursos Naturales de Córdoba. Diputación de Córdoba, Córdoba.

Reques R. 2002. Estudio para la Catalogación de Charcas con Interés Herpetológico en la Provincia de Cádiz. Informe técnico. Delegación Provincial de Cádiz. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía, Cádiz.

Reques R. 2004. Hábitats reproductivos de anfibios en la provincia de Cádiz: perspectivas para su conservación. Revista de la Sociedad Gaditana de Historia Natural IV: 83-103.

Reques R. 2005. Conservación de la Biodiversidad en los humedales de Andalucía (2ª edición). Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía, Sevilla.

Reques R. 2006. Tritón pigmeo – *Triturus pygmaeus*. Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles. Carrascal, L. M., Salvador, A. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales http://www.vertebradosibericos.org/, Madrid.

Reques R. 2008. Establecimiento de nuevos micro-humedales en el Corredor Verde del Río Guadiamar para la conectividad de poblaciones de anfibios. En: CMA (ed). Restauración Ecológica del Río Guadiamar y el Proyecto del Corredor Verde. La Historia de un Paisaje Emergente, pp. 415-423. Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía, Sevilla.

Reques R. 2009. Biodiversidad de los humedales gaditanos: Anfibios. En: Reques R, Barros D (eds). Humedales de Cádiz: veinte años de conservación, pp. 55-68. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía.

Reques R, Caro J, Pleguezuelos JM. 2006a. Parajes importantes para la conservación de anfibios y reptiles en Andalucía. Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía (no publicado), Sevilla.

Reques R, Tejedo M. 2008. Crear charcas para anfibios: una herramienta eficaz de conservación. Quercus 273: 15-20.

Reques R, Tejedo M, González de la Vega JP, J. A. M. Barnestein, D. Donaire, and L. García-Cardenete. 2006b. Estudio de las poblaciones de anfibios del Parque Natural Los Alcornocales. Consejería de Medio Ambiente. Informe Inédito, Sevilla.

Ríos D, Barros D, García JA, Ruiz-Llopis P, Mota J, Reques R. 2012. Mejoras ambientales para la creación de la Estación Ambiental Madrevieja. Almoraima In press.

Rudolph DC, Dickson JG. 1990. Streamside zone width and amphibian and reptile abundance. Southwestern Naturalist 35: 472-475.

Saunders DL, Meeuwig JJ, Vincent CJ. 2001. Freshwater protected areas: Strategies for conservation. Conservation Biology 16: 30-41.

Scali S, Gentilli A, Barbier F, Bernini F, Vercesi A. 2002. An integrated project for conservation of amphibians in some protected areas in Northern Italy. Pages 151-158 in Proceedings of Third Conference safeguard the amphibians. Lugano, June 23-34, 2000. Penne (Pescara).

Semlitsch RD. 1998. Biological delineation of terrestrial buffer zones for pond-breeding salamanders. Conservation Biology 12: 1113-1119.

Semlitsch RD. 2002. Critical Elements for Biologically Based Recovery Plans of Aquatic-Breeding Amphibians. Conservation Biology 16: 619-629.

Semlitsch RD, Bodie JR. 1998. Are small, isolated wetlands expendable? Conservation Biology 12: 1129-1133.

Semlitsch RD, Rothermel BB. 2003. A foundation for conservation and managenment of amphibians. En: Semlitsch RD, Wake DB (eds). Amphibian Conservation, pp. 242-259. Smithsonian Institution, Washington and London.

SEPA. 2000. Ponds, pools and lochans. Guidance on good practice in the management and creation of small waterbodies in Scotland. Scottish Environmental Protection Agency.

Shulse CD, Semlitsch RD, Trauth KM, Williams AD. 2010. Influences of Design and Landscape Placement Parameters on Amphibian Abundance in Constructed Wetlands. Wetlands 30: 915-928.

Sinsch U, Leskovar C, Drobig A, Konig A, Grosse WR. 2007. Life-history traits in green toad (Bufo viridis) populations: indicators of habitat quality. Canadian Journal of Zoology-Revue Canadienne De Zoologie 85: 665-673.

Skelly DK, Werner EE, Cortwright SA. 1999. Long-term distributional dynamics of a Michigan amphibian assemblage. Ecology (Washington D C) 80: 2326-2337.

Stevens VM, Verkenne C, Vandewoestijne S, Wesselingh, Baguette M. 2006. Gene flow and functional connectivity in the natterjack toad. Molecular Ecology 15: 2333-2344.

Stuart SN, Chanson JS, Cox NA, Young BE, Rodrigues ASL, Fischman DL, Walter RW. 2004. Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide. Science (Washington D C) 306: 1783-1786.

Stuart SN, Hoffmann M, Chanson JS, Cox N, Berridge R, Ramani P, Young BE. 2008. Threatened Amphibians of the world. Lynx edition. IUCN, Gland, Switzerland; and Conservation International, Arlington, Virginia, USA, Barcelona (Spain).

Tejedo M. 1986. Biología de la Conservación. Un ejemplo y un modelo para el control de los anfibios. Tesis de Licenciatura. Universidad de Córdoba, Córdoba.

Tejedo M. 2003. El declive de los anfibios. La dificultad de separar las variacones naturales del cambio global. Munibe 16: 20-43.

Tejedo M, Reques R, Gasent JM, González de la Vega JP, Morales-Barnestein J, García-Cardenete L, González-Miras E, Donaire D, Sánchez- Herráiz MJ, 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.

Vonesh JR, De la Cruz O. 2002. Complex life cycles and density dependence: assessing the contribution of egg mortality to amphibian declines. Oecologia 133: 325-333.

Wake DB, Vredenburg V. 2008. Are we in the midst of the sixth mass extinction? A view from the world of amphibians. Proceedings of the National Academy of Science 105: 11466–11473.

Wells KD. 2007. The Ecology and Behavior of Amphibians. The University of Chicago Press, Chicago and London.

Wilbur HM. 1980. Complex life cycles. Annu.Rev.Ecol.Syst 11: 67-93.

Williams P, Whitfield M, Biggs J, Bray S, Fox G, Nicolet P, Sear D. 2004. Comparative biodiversity of rivers, streams, ditches and ponds in an agricultural landscape in Southern England. Biological Conservation 115: 329-341.