SGHN

REVISTA DE LA SOCIEDAD GADITANA DE HISTORIA NATURAL

VOLUMEN VIII
2014

© Sociedad Gaditana de Historia Natural
Depósito legal: CA 4-2016
ISSN: 1577-2578
eISSN: 2340-5759
Maquetación: J. García de Lomas

Dibujo portada:
"Coleópteros de marisma", por Alberto Arias.
Mención Especial del I Concurso de Ilustración de Naturaleza (Vejer, 2013).

SOCIEDAD GADITANA DE HISTORIA NATURAL

C/ Madreselva s/n
11404 - Jerez de la Frontera (Cádiz)
sghn96@gmail.com

JUNTA DIRECTIVA

Presidente
Íñigo Sánchez García

Vicepresidente
Carlos M. García Jiménez

Secretario
Juan García de Lomas

Tesorero
Juan Belmonte Rodríguez-Pascual

Vocales
Francisco Hortas Rodríguez-Pascual
Mariano Cuadrado Gutiérrez
José Manuel Amarillo Vargas
Juan Carlos Soto Sánchez

COMITÉ EDITORIAL

Editor
Íñigo Sánchez García
Coeditores
Carlos M. García Jiménez
Francisco Hortas Rodríguez-Pascual
Juan García de Lomas Latín

REVISORES
Laura Capdevilla
Mariano Cuadrado
Carmen Díaz Paniagua
Sue Eatock
Juan García de Lomas
Francisco Hortas
Emilio Laguna
Iñigo Sánchez
Antonio Verdugo

ÍNDICE

Artículo
Pablo Barrena, Manuel Jiménez-Cintado. Estima de la abundancia de la población reproductora de la cotorra argentina (*Myiopsitta monachus*) en la ciudad de Cádiz 1

Artículo
David Cuenca, Darío Delgado. La colonia de gaviota patiamarilla (*Larus michahellis*) de la Isla de Tarifa: evolución y dispersión postjuvenil 5

Artículo
Manuel J Gil-López, José G. Segarra-Moragues, Fernando Ojeda. Fuego y diversidad en la herriza 11

Artículo
Íñigo Sánchez. Cuatro planarias terrestres exóticas nuevas para Andalucía 15

Artículo
José María Torres, Ignacio Hernández, Ricardo Reques. Anfibios del litoral atlántico de la provincia de Cádiz: distribución, estado de conservación y localidades de mayor interés para su conservación 21

Gestión de la naturaleza
Juan García-de-Lomas, Elías D. Dana, David Gimeno, José García-Morilla, Guillermo Ceballos. Control de uña de león (*Carpobrotus* spp., Aizoaceae) en la Isla de Tarifa 31

Nuevas citas y observaciones
Íñigo Sánchez, Ángel Otero. Dos nuevas especies de *Epilobium* L. (Onagraceae) para Cádiz 43

ESTIMA DE LA ABUNDANCIA DE LA POBLACIÓN REPRODUCTORA DE LA COTORRA ARGENTINA (*Myiopsitta monachus*) EN LA CIUDAD DE CÁDIZ

Pablo Barrena Pavón*, Manuel Jiménez Cintado

Asociación Ornitológica Ardea. Avenida del Mar 7, 11500. El Puerto de Santa María (Cádiz)

Recibido: 8 de febrero de 2014. Aceptado (versión revisada): 29 de abril de 2014. Publicado en línea: 22 de mayo de 2014

Palabras claves: *Myiopsitta monachus*, Cotorra argentina, especies invasoras, población reproducta, Andalucía, Cádiz.
Keywords: *Myiopsitta monachus*, Monk Parakeet, invasive species, breeding population, Andalusia, Cadiz.

Resumen

*Durante la primavera de 2013 se prospectaron a pie las zonas verdes de la ciudad de Cádiz a fin de cuantificar la población reproductora de la cotorra argentina (*Myiopsitta monachus*). Para cada nido localizado se anotó la ocupación o desocupación del mismo, así como el tipo de sustrato vegetal en el que éste se asentaba. En total se contabilizaron 75 parejas, 43 (57%) de las cuales pertenecían a la colonia ubicada en el Parque Genovés y la Alameda Apodaca. Estos datos representan la primera estima para esta especie en la ciudad de Cádiz, de la cual se conoce su pre-sencia desde hace más de dos décadas. El 57% de las parejas nidificaron en palmeras (*Phoenix *sp.*), mientras que el 43% lo hicieron en árboles (*Cupressus macrocarpa*, Pinus sp.*, Ficus *sp.*). El 100% de los nidos fue construido en la parte más alta de dichos sustratos vegetales.*

Abstract

*We prospected the garden areas of Cádiz city during the spring of 2013 in order to quantify the breeding population of Monk Parakeet (*Myiopsitta monachus*). A total of 75 couples were counted, 43 (57,3%) of which belonged to the colony located in the Genovés Park and the Alameda Apodaca. These data represent the first population assessment of breeding nucleus of this species in Cadiz city, whose existence has been known for more than two decades ago. 57,3% of couples built their nests on palms (*Phoenix *sp.*), while 42,7% did so on trees (*Cupressus macrocarpa*, Pinus sp.*, Ficus *sp.*). 100% of the nests were built on these plant substrates.*

Introducción

Las especies exóticas introducidas, bien sea procedentes de escapes, sueltas deliberadas o asistidas involuntariamente, constituyen un grave problema de conservación (Diamond 1989; Wilcove et al. 1998), situándose actualmente como uno de los principales motivos de pérdida de biodiversidad y cuyo impacto ocasiona alrededor del 17% de las extinciones faunísticas en todo el mundo (WCMC 1992; Hilton-Taylor et al. 2009). Desde sus puntos de introducción originales, estas especies se dispersan a otras áreas con relativa facilidad (Álvarez-Romero et al. 2008) e incluso su distribución puede llegar a ser predicha mediante modelos presentados en trabajos recientes (López-Darías y Lobo 2008; Hoffman et al. 2008).

La cotorra argentina (*Myiopsitta monachus*) es una especie de psitácida originaria de Sudamérica. En términos reproductivos, es la única especie de loro que nidifica en palmeras aportando ramas de otros árboles (Fig. 1), pudiendo construir nidos compuestos con cámaras independientes para varias parejas debido a su gran sociabilidad (Bucher et al. 1990). Estos mismos nidos, en caso de no estar ocupados por la cotorra argentina, eventualmente pueden ser utilizados por otras especies como resguardo ante depredadores e incluso para la reproducción (Wagner 2012). Habitualmente realiza más de una puesta al año, habiendo sido estimadas éstas en 4,8 huevos de media (n = 10) en la ciudad de Barcelona y extendiéndose el periodo de cría desde marzo hasta agosto (GAE-SEO 2006). Los jóvenes nacidos en el mismo año podrían ayudar a sus hermanos de la segunda nidada según algunos autores (Bucher et al. 1990).

Como especie invasora, ha experimentado un crecimiento poblacional exponencial en países como Estados Unidos (Van Bael y Pruett-Jones 1996) o Italia (Fasola y Brichetti 1993). En España, este taxón se presenta como reproductor con colonias estables en las Islas Canarias y Baleares, Comunidad Autónoma de Madrid y las provincias de Barcelona, Valencia, Alicante y Málaga (GAE-SEO 2006), habiéndose verificado que

Figura 1. Cotorra argentina construyendo su nido en una palmera canaria (Foto: Pablo Barrena).

*Autor para correspondencia. Email: pablo.barrena@gmail.com

los parques urbanos juegan un papel de gran importancia en el proceso de colonización de esta especie en el país (Sol et al. 1997; García del Rey 2007).

En la provincia de Cádiz son varios los núcleos reproductivos conocidos. En el Estrecho de Gibraltar la especie figura como residente rara localizada en Sotogrande y Marina de Casares (Torralvo et al. 2009; Barros y Ríos 2013) con aproximadamente unas 50-60 parejas (David Cuenca, com. pers.). En el extremo más septentrional de la provincia, la urbanización de Costa Ballena, perteneciente al término municipal de Rota, cuenta con una reducida población detectada en 2013 con apenas una docena de individuos (R. García-Costales, com. pers.). Ya en el ámbito geográfico de la Bahía de Cádiz, se conoce su presencia en El Puerto de Santa María, cuya población reproductora se comporta de manera errática, al depender fuertemente de las palmeras como sustrato y verse afectada por las podas efectuadas sobre este tipo de vegetación, la cual obliga de manera periódica a las cotorras argentinas a desplazarse a otras zonas verdes (R. García-Costales, com. pers.). Desde 1992 es conocida la existencia de un núcleo reproductivo permanente en la ciudad de Cádiz, establecido el Parque Genovés (D. Cuenca, com. pers), sin descartarse su presencia con anterioridad.

A la vista de los últimos datos publicados en 2006 por el Grupo de Aves Exóticas de SEO/BirdLife en el que no se refleja la presencia de núcleos reproductivos estables en la provincia de Cádiz y no existiendo información actualizada y detallada sobre la especie en la capital, se decide realizar el presente estudio con el objetivo de efectuar una primera estima de la población reproductora en la ciudad de Cádiz.

Material y métodos

La ciudad de Cádiz (Andalucía, España; 29S742771-E4045842; 0 m.s.n.m.) presenta la densidad poblacional más elevada (10399 hab/km^2) de Andalucía, factor limitante de la existencia de zonas verdes (parques, paseos, alamedas, etc.). Esta singularidad obliga a la avifauna urbana a nidificar en zonas muy específicas y espacialmente limitadas, hecho que facilita la detección y censo para el presente estudio.

Para este estudio se consideraron nueve zonas: Bahía Blanca, Barriada La Paz, Jardines del Instituto Hidrográfico, Parque Genovés, Alameda Apodaca, Plaza de las Tortugas, Plaza San Francisco, Plaza Mina y Parque Kotinoussa (Fig. 2). Estas zonas, en su conjunto, conforman el núcleo reproductivo de la ciudad de Cádiz, habiendo sido unificadas y computadas como una única colonia de reproducción tanto el Parque Genovés y la Alameda Apodaca, como la Plaza San Francisco y la Plaza Mina, ya que se evidenció un claro trasiego de individuos entre éstas (Martín-Pajares 2005), debido a su proximidad geográfica. No se pudo acceder a dos pequeñas zonas en las que se conoce la presencia de estas especies: la Facultad de Medicina de la Universidad de Cádiz y el propio interior del Instituto Hidrográfico.

Figura 2. Foto aérea de Cádiz con las zonas prospectadas resaltadas en color naranja.

Cada una de estas áreas se recorrió a pie, utilizando prismáticos 10x40 y telescopio 20-60x, entre las 9:00 y las 14:00 (hora local), cuantificando el esfuerzo total en 45 horas repartidas entre los distintos parques según la extensión de los mismos. Para cada nido localizado se registró la presencia de individuos con comportamiento nupcial o de reproducción activa o bien la desocupación del nido tras una espera de 30 minutos sin evidenciar actividad alguna. Adicionalmente, se anotó la especie vegetal utilizada por la cotorra argentina para ubicar el nido.

Debido a que, como se mencionó anteriormente, los juveniles de la primera nidada podrían ayudar a sus hermanos de la segunda (Bucher et al. 1990), se llevaron a cabo los conteos con periodicidad quincenal entre el 22 de febrero y el 22 de abril.

Resultados y discusión

En total se contabilizaron 75 nidos ocupados en toda la zona de estudio. Adicionalmen-te se observaron cuatro individuos de cotorra de Kramer (*Psittacula krameri*; Fig. 3) y un inseparable (*Agapornis roseicollis*), siendo posible que la primera de estas especies cuente con alguna pareja reproductora en la ciudad.

Tabla 1. Nidos ocupados por la cotorra argentina en las colonias estudiadas.

Colonia	Nidos ocupados	Árbol	Palmera
Bahía Blanca	9 (12,0%)	0	9
Barriada La Paz	4 (5,3%)	0	4
Jardines Hidrográfico	6 (8,0%)	6	0
Parque Genovés / Alameda Apodaca	43 (57,3%)	26	17
Plaza de las Tortugas	2 (2,7%)	0	2
Plaza San Francisco / Plaza Mina	11 (14,7%)	0	11
Total	**75 (100%)**	**32 (42,7%)**	**43 (57,3%)**

Como se observa en la Tabla 1, el 57,3% de las parejas reproductoras (n = 43) se encuentra en la colonia establecida en el Parque Genovés y la Alameda Apodaca, en el extremo noroeste de la ciudad, parques que cuentan con árboles y palmeras de origen exótico y de gran porte. Este patrón se repite en la Plaza de Mina que conforma la segunda mayor colonia de la ciudad con un 14,7% (n = 11) de los nidos registrados.

A la vista de los resultados, es posible que la colonia ubicada en el Parque Genovés y Alameda Apodaca, debido a su tamaño, fuera la colonia estable primigenia a partir de la cual se establecieron las siguientes por dispersión de ejemplares, probablemente juveniles en su mayoría, ya que las cortas distancias entre las distintas zonas verdes son perfectamente abarcables en estos movimientos dispersivos juveniles (Martín y Bucher 1993).

En lo referente al sustrato de los nidos , muestran una ligera preferencia a nidificar en palmera (57,3%) antes que hacerlo en árbol (42,7%; *Cupressus macrocarpa*, *Ficus* sp. y *Pinus* sp.),

al igual que sucede en Cataluña y Levante (Batllori y Nos 1985; García et al. 1991). Sin embargo, estos datos no coinciden con los registrados en la ciudad de Madrid, donde la cotorra argentina construye sus nidos en cedros o plátanos (Martín-Pajares 2005) y, si cabe, aún más llamativa es la comparación con los datos de referencia para colonias andaluzas, donde la especie muestra preferencias por eucaliptos (Muñoz y Ferrer 1997; Sol et al. 1997), si bien éstos no están presentes en la ciudad de Cádiz. El 100% de los nidos localizados se encontraba en la zona más alta del árbol o palmera, patrón similar al constatado en la ciudad de Madrid (Martín-Pajares 2005).

Toda vez que el número de parejas reproductoras de cotorra argentina en la ciudad de Cádiz se ha estimado en el presente estudio en 75 parejas, la población total una vez finalizado el periodo reproductor se estima en no menos de 350 individuos, cifra que contrasta con los 780 ejemplares estimados para la especie en la Comunidad Autónoma de Andalucía, la mayoría de ellos en Málaga (Muñoz 2003).

Dados los resultados expuestos y las referencias bibliográficas existentes a nivel provincial (Torralvo et al. 2009; Barros y Ríos 2013), creemos conveniente la modificación del estatus de la cotorra argentina y su paso de la categoría E3 (especies introducidas o reintroducidas por el hombre que han observadas sólo de manera ocasional, sin haberse constatado su reproducción) a la C1 (especies exóticas introducidas por el hombre que han establecido poblaciones reproductoras que se mantienen por sí mis-mas) en la provincia de Cádiz. Es de esperar también que, como especie invasora en franca expansión, altere gravemente el ecosistema urbano en el que se ha instalado (Sol et al. 2005) produciendo, en el caso de la ciudad de Cádiz, contaminación acústica, competencia con especies nativas que ocupan un mismo nicho ecológico como el mirlo común (*Turdus merula*; Batllori y Nos 1985) y pérdida de masa arbórea en zonas verdes (Martín-Pajares 2005).

Agradecimientos

A Daniel Maza, Rafael García, Ana Bonilla y Pedro Ragel por participar en la toma de los valiosos y necesarios datos de campo para la elaboración de este trabajo. Igualmente, agradecemos a Javier Elorriaga y Jesús Fernández sus consejos y aportes para la mejora del manuscrito original.

Bibliografía

Álvarez-Romero JG, Medellín RA, Oliveras de Ita A, Gómez de Silva H, Sánchez O. 2008. Animales exóticos en México: una amenaza para la biodiversidad. CONABIO, INECOL, UNAM, SEMARNAT. México, DF.

Batllori X, Nos R. 1985. Presencia de la cotorrita gris (*Myiopsitta monachus*) y de la cotorrita de collar (*Psittacula krameri*) en el área metropolitana de Barcelona. Misc. Zool. 9: 407-411.
Barros D, Ríos D. 2013. Guía de las aves del Estrecho de Gibraltar. OrniTour, San Roque, 342 pp.

Collar NJ. 1997. Family Psittacidae (Parrots). En: Del Hoyo J, Elliot A, Sargatal J. Handbook of the Birds of the World. Vol. 4. Sandgrouse to Cuckoos: 280-477. Lynx Edicions. Barcelona.

Diamond JM. 1989. Overview of recent extinctions. En: Western D, Pearl MC (eds.). Conservation for the twenty-first century. 37-41. Oxford: Oxford University Press.

Figura 3. Cotorra de Kramer (*Psittacula krameri*) macho sobre Plátano de sombra (Foto: Pablo Barrena).

Fasola M, Brichetti P. 1993. Colonizzazioni recenti nell'avifauna italiana. Suppl. Ric. Bio. Selvaggina 21: 51-65.

García FJ, Catalá FJ, Verdú M. 1991. Cotorrita gris (*Myiopsitta monachus*). En: Urios V, Escobar JV, Pardo R, Gómez JA. (eds.). Atlas de las Aves Nidificantes de la Comunidad Valenciana. Conselleria d'Agricultura y Pesca. Generalitat Valenciana. Valencia.

Grupo de Aves Exóticas (GAE-SEO/Birdlife). 2006. Aves invasoras en España: Lista de especies en las categorías C y E.

Grupo de Aves Exóticas (GAE-SEO/BirdLife). 2006. Fichas de aves introducidas en Espa-ña.

Gutiérrez R, de Juana E, Lorenzo JA. 2012. Lista de las aves de España. SEO/Birdlife.

Hoffman JD, Narumalani S, Mishra DR, Merani P, Wilson RG. 2008. Predicting potential occurrence and spread of invasive plant species along the North Plate River, Nebraska. Invasive Plant Science and Management 1(4): 359-367.

López-Darías M, Lobo JM. 2008. Predicting potential distributions of invasive species: the exotic Barbary ground squirrel in the Canarian archipielago and the West Mediterranean region. Biol. Invasions 10: 1027-1040.

Martín-Pajares M. 2005. La cotorra argentina (*Myiopsitta monachus*) en la ciudad de Madrid: expasión y hábitos de nidificación. Anuario ornitológico de Madrid: SEO-Monticola. Páginas 76-95.

Muñoz AR, Ferrer X. 1997. Cotorra argentina (*Myiopsitta monachus*). En: Purroy FJ (coord.). Atlas de las Aves de España (1975-1995): 248-249. Lynx Edicions. Barcelona.

Muñoz AR. 2003. Cotorra Argentina, *Myiopsitta monachus*. En: Atlas de las aves reproductoras de España. En: Martí R, del Moral JC (eds.). Dirección General de Conservación de la Naturaleza y Sociedad Española de Ornitología. Madrid.

Sol D, Santos DM, Feria E, Clavell J. 1997. Habitat selection by the Monk Parakeet during colonization of a new area in Spain. Condor 99: 39-46.

Torralvo CA, Cuenca D, Ramírez J. 2009. Lista sistemática de las aves del Estrecho de Gibraltar. Migres 1: 137-157.

Van Bael S, Pruett-Jones S. 1996. Exponential population growth of Monk Parakeets in the United States. The Wilson Bulletin 108 (3): 584-588.

Wagner N. 2012. Occupation of Monk Parakeet (*Myiopsitta monachus*) nest cavities by House Sparrows (*Passer domesticus*) in Rio Grande do Sul, Brazil. Boletín SAO 20 (2): 72-78.

Wilcove DS, Rothstein D, Dubow J, Phillips A, Losos E. 1998. Quantifying threats to imperiled species in the United States. Bioscience 48: 607-615.

LA COLONIA DE GAVIOTA PATIAMARILLA (*Larus michahellis*) DE LA ISLA DE TARIFA: EVOLUCIÓN Y DISPERSIÓN POSTJUVENIL

David Cuenca*, Darío Delgado

Grupo Ornitológico del Estrecho GOES. Apartado 351. 11300 La Línea de la Concepción, Cádiz (España).

Recibido: 20 de febrero de 2014. Aceptado (versión revisada): 26 de junio de 2014. Publicado en línea: 29 de julio de 2014.

Palabras claves: Gaviota patiamarilla, *Larus michahellis*, reproducción, dispersión, anillamiento, PVC.
Keywords: Yellow-legged Gull, *Larus michahellis*, reproduction, dispersion, ringing, PVC.

Resumen

La colonia de gaviota patiamarilla de la Isla de Tarifa (Tarifa, Cádiz) alcanzó las 225 parejas en 2011 desde su formación en 2002. Entre 2007 y 2011 se anillaron un total de 658 pollos con anillas de PVC. Las posteriores observaciones de estas anillas muestran un claro patrón de dispersión que se dirige hacia la costa oeste de la Península Ibérica, sobre todo en el golfo de Cádiz, incluido el Algarve en Portugal, y hasta Málaga en el Mediterráneo. No obstante, se han obtenido varios desplazamientos extremos en el Atlántico de más de 1000 km así como hasta Madrid en el interior peninsular. La distancia de dispersión es inversamente proporcional a la edad del ave con un notable retorno a la colonia de los ejemplares de 3 o más años.

Abstract

The colony of Yellow-legged Gull at Tarifa Island (Tarifa, Cadiz) reached 225 pairs in 2011 since its formation in 2002. Between 2007 and 2011 a total of 658 chicks were ringed with blue darvic rings. Subsequent observations of these rings showed a clear pattern of dispersion towards the west coast of the Iberian Peninsula, mostly at the Gulf of Cadiz, including the Algarve in Portugal, and to Malaga on the Mediterranean Coast. However, several extreme displacements were also recorded to the southwest of more than 1000 km and to Madrid in the peninsular inland. Dispersal distance is inversely proportional to the age of the bird with a remarkable return of individuals of 3 years or more to the colony area.

Introducción

En las aves la dispersión se define como los desplazamientos realizados en cualquier dirección, sobre todo por los ejemplares juveniles, desde sus áreas de nacimiento con el objetivo de explorar zonas donde criar. Estos movimientos pueden contribuir a ampliar su área de distribución así como a favorecer el intercambio genético entre poblaciones (Berthold 2001; Clobert et al. 2001). El periodo de dispersión varía entre semanas o meses para los paseriformes y más de un año para especies que, como algunas especies de gaviotas de mayor tamaño, tardan varios años en alcanzar la madurez sexual (Alerstam 1990). El conocimiento de los parámetros de dispersión de las diferentes especies resulta fundamental en la conservación de las mismas así como para la elaboración de planes de gestión. En este sentido, en los últimos años el uso de anillas de lectura a distancia se ha incrementado notablemente en toda Europa, especialmente en aves de tamaño mediano y grande en las que la captura física de los ejemplares volanderos es complicada. La familia Laridae ha sido quizás uno de los grupos con un mayor desarrollo en el uso de esta metodología lo que ha desembocado, unido al paralelo aumento de observadores, en un importante incremento del conocimiento de los movimientos de estas especies (ver p.ej. Arizaga et al. 2010; Martínez-Abraín et al. 2002; Munilla 1997; Muntaner 2005; Pérez et al. 2006).

La Gaviota patiamarilla *Larus michahellis* (Naumann 1840) es una especie politípica ampliamente distribuida por el sur del Paleártico, estando presente en todo el Mediterráneo, desde el oeste del mar Negro hasta las islas del Atlántico pasando por la Península Ibérica y el norte de África. Actualmente en España y Portugal se reconocen tres subespecies: la nominal *L. m. michahellis*, presente en la zona mediterránea, de Cataluña a Gibraltar, así como por el Atlántico hasta el centro de Portugal; *L. m. atlantis*, en las islas de la Macaronesia; y *L. m. lusitanius*, en el noroeste peninsular entre el País Vasco y el centro de Portugal (Del Hoyo et al. 1996; Paterson 1997; Olsen y Larsson 2004). Por otra parte, esta especie ha experimentado en las últimas décadas un importante aumento de sus poblaciones debido fundamentalmente a la explotación de los vertederos como nuevos recursos tróficos, demostrando su capacidad de adaptación y su dominancia sobre otras especies (Molina y Bermejo 2009). Este hecho ha provocado la aparición de nuevos problemas como el aumento de depredación sobre otras especies (Bosch 1996) o la nidificación en núcleos urbanos (Bermejo y Mouriño 2003), así como posibles soluciones como el control de las poblaciones (descastes) que han podido provocar una redistribución de individuos (Cortés et al. 2005; Oliveros y Cabral 2011).

Debido a estos factores, unidos a la interesante oportunidad de conocer la evolución de una colonia de esta especie desde su formación, el Grupo Ornitológico del Estrecho GOES comenzó en 2003 el seguimiento de esta colonia. Los objetivos del presente trabajo son: El seguimiento de la evolución del número de parejas de la colonia; el análisis de la dispersión de los pollos mediante su marcaje con anillas de lectura a distancia; el estudio del comportamiento de los ejemplares marca-

*Autor para correspondencia. Email: davidcuenca.proyecto@gmail.com

dos a lo largo del tiempo.

Material y métodos

Área de estudio

La Isla de Tarifa o Isla de las Palomas es un pequeño islote unido a la costa a través de un espigón artificial perteneciente al término municipal de Tarifa (Tarifa, Cádiz, España; coord.: 36º00'N/05º36'O) localizado justo al sur del casco urbano de la ciudad (Figura 1). En 2003 fue incluida dentro de los límites del Parque Natural del Estrecho lo que supuso la protección de la isla y de sus aguas adyacentes. La Isla de Tarifa está considerada el enclave más valioso de este parque natural, debido al conjunto de valores medioambientales, culturales e históricos, aunque a la vez es enormemente desconocida debido a su alto grado de protección por su anterior condición de acuartelamiento militar y encontrarse actualmente bajo la responsabilidad del Ministerio del interior, por lo que aún permanece cerrada al público. Entre otras cosas, alberga poblaciones de especies vegetales endémicas como el *Limonium emarginatum*, catalogado como vulnerable, o el raro helecho *Asplenium marinum*, en peligro de extinción. Además de ser la divisoria geográfica entre el océano Atlántico y el mar Mediterráneo, en ella se encuentra la punta de Tarifa, también llamada punta Marroquí, que constituye el punto más meridional de Europa continental.

Figura 1. Localización de la Isla de Tarifa

La Isla de Tarifa perteneció hasta finales de 2001 al Ministerio de Defensa, existiendo hasta entonces presencia continua de una gran cantidad de efectivos militares. En 2002, una vez retirados los militares y debido, entre otros factores, a la repentina tranquilidad que esto supuso, comenzaron a criar algunas parejas de gaviota patiamarilla de la subespecie nominal *Larus michahellis michahellis*. Al año siguiente, en 2003, se constata por primera vez la reproducción de esta especie en la Isla, aunque existen indicios de que posiblemente alguna pareja aislada lo hiciera anteriormente.

Anillamiento de los pollos

El marcaje de los pollos de gaviota patiamarilla se realizó entre 2007 y 2011, ambos inclusive. Todas las aves se anillaron 3 o 4 semanas después de su eclosión. Estos ejemplares, datados como edad EURING 1, se encontraban casi totalmente crecidos pero aún no eran volanderos. Cada individuo fue anillado en el tarso derecho con una anilla metálica (remite ICONA) y en el tarso izquierdo con una anilla de PVC con código alfanumérico. El diseño asignado al Estrecho para las anillas de plástico es: color azul con código alfanumérico blanco, anotado genéricamente como G:NNX, (donde N es un número de 0 a 9 y X es una letra) colocado siempre en el tarso izquierdo con la dirección de lectura de abajo a arriba. Este código fue asignado por el Dr. Peter Rock, responsable de la coordinación del marcaje de gaviotas con anillas de colores y se encuentra disponible en internet (www.crbirding.org). Estas anillas especiales permiten su lectura a distancia con prismáticos o telescopio lo que implica la recuperación del ave sin necesidad de tener que capturarla físicamente lo que, una vez vuelan, resulta bastante complicado en este tipo de especies.

La metodología empleada ha sido la habitual en el anillamiento científico pero aplicando las características especiales que supone una colonia de cría de gaviotas y que en nuestro caso consiste, principalmente, en reducir el tiempo de permanencia en la colonia y el tiempo de manipulación de cada individuo (para más información ver Cantos 2000).

Previamente a las jornadas de anillamiento se realizó un seguimiento de la colonia destinado a contabilizar el número de parejas, conocer distribución de nidos y observar las fechas de eclosión para hacer un seguimiento adecuado del crecimiento de los pollos y poder así organizar las visitas optimizando al máximo el esfuerzo.

Análisis de la dispersión

Para este apartado se han recopilado todas las recuperaciones desde julio de 2007 hasta diciembre de 2011 de los individuos marcados en la Isla de Tarifa durante este periodo.

Para cada observación se han tenido en cuenta todas las variables necesarias para un posterior análisis de los desplazamientos, principalmente: código anilla de plástico, fecha de anillamiento, fecha de recuperación, lugar, municipio, región, país, código lugar, coordenadas latitud (grados decimales) y longitud (grados decimales), edad (año de vida) y distancia a la colonia de cría. El código lugar es único para puntos con una misma localización (lugar, municipio, región y país). Para cada individuo observado se ha calculado su edad real, es decir, teniendo en cuenta el trascurso de los años desde su fecha de nacimiento y no desde el 1 de enero. Para facilitar los cálculos se ha establecido como un año desde el 1 de julio, fecha a partir de la cual ya han volado la práctica totalidad de las aves marcadas, hasta el 30 de junio del año siguiente. Para representar gráficamente el número de observaciones en cada lugar se ha cuantificado cada anilla una sola vez, es decir, se han tenido en cuenta el número de anillas diferentes en lugar del número total de observaciones de tal modo que cada anilla sólo se contabiliza en una ocasión en cada sitio pero puede repetirse en sitios diferentes. Las distancias se han calculado mediante un Sistema de Información Geográfica como la mínima distancia entre la colonia de cría y el lugar de observación, utilizando como Sistema de Referencia de Coordenadas el Datum WGS de 1984 y una proyección UTM en el Huso 30N.

Resultados

Número de parejas reproductoras y de ejemplares anillados

En 2002, primer año sin presencia militar en Isla de Tarifa, tenemos indicios de que pudo criar alguna pareja ya que una persona que visitó la zona en periodo reproductor recibió ataques de un individuo adulto. Desde que se constató su reproducción en 2003 con 4 parejas, año tras año, la población reproductora ha ido creciendo hasta alcanzar una cifra aproxi-

mada de 658 pollos (Figura 2). Las letras utilizadas en el último dígito de la anilla de PVC han sido: A y C (2007); C y F (2008); F y H (2009); H, J y K (2009) y L (2011).

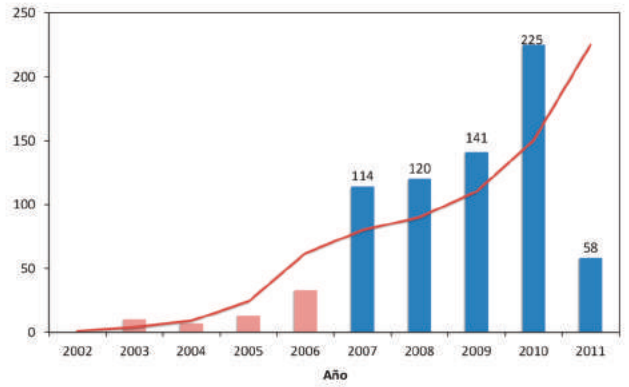

Figure 2. Evolución del nº de parejas (linea roja) y nº de anillamientos (barras) en la colonia de la Isla de Tarifa. Las barras azules muestran los anillamientos con anillas de PVC.

Dispersión postjuvenil

Hasta diciembre de 2011 se han realizado 721 lecturas correspondientes a 286 anillas diferentes lo que supone un 43,3% sobre el total de individuos marcados. De estas recuperaciones, 21 han sido de aves muertas. Las observaciones de estas anillas han tenido lugar en 75 localizaciones diferentes y en ellas han intervenido no menos de 150 ornitólogos así como numerosas personas ajenas a la observación de aves.

Estas lecturas o recuperaciones de anillas han tenido lugar, principalmente, a lo largo de las costas del golfo de Cádiz, mediterráneo andaluz hasta Málaga y Ceuta y, en menor medida, en la costa oeste de Portugal y Galicia. Además, se han obtenido citas aisladas en la costa atlántica de Marruecos, Madeira y Francia, así como, en Madrid, las únicas en el interior peninsular (Figura 3). En el Mediterráneo las observaciones se ciñen a la orilla norte (98 lecturas de 60 anillas), provincias de Cádiz y Málaga, sin existir datos de las costas de Marruecos o Argelia ni de Melilla. La mayor parte se han producido en el puerto de Málaga (70 lecturas de 38 anillas) no existiendo citas más allá de la Caleta de Vélez. En Ceuta hemos tenido 26 lecturas de 19 anillas. En el Atlántico las observaciones se concentran en la costa de Cádiz y Huelva (533 lecturas de 227 anillas), especialmente en Tarifa con la playa de Los Lances (236 lecturas de 125 anillas) y la propia colonia (151 lecturas de 79 anillas) a la cabeza, y ya en menor medida en el Algarve (34 lecturas de 26 anillas) (Figura 4). Hacia el norte se han obtenido pocas observaciones con algunas zonas de mayor agrupación como los alrededores de Lisboa y Aveiro, llegando hasta Galicia (4 lecturas de 3 anillas) de donde no parecen pasar. No obstante, tenemos una posible lectura en Normandía, Francia, pero que no hemos podido confirmar. Hacia el sur las observaciones son muy escasas, con unas pocas en la costa atlántica de Marruecos (5 lecturas de 4 anillas) y, sorprendentemente, Madeira (2 lecturas de 1 anilla). Las únicas observaciones en el interior proceden del vertedero de Colmenar Viejo (3 lecturas de 1 anilla). Para más detalle ver la tabla 1.

Figure 3. Distribución y abundancia de las observaciones teniendo en cuenta el nº de ejemplares diferentes por lugar (se ha omitido la lectura de Francia).

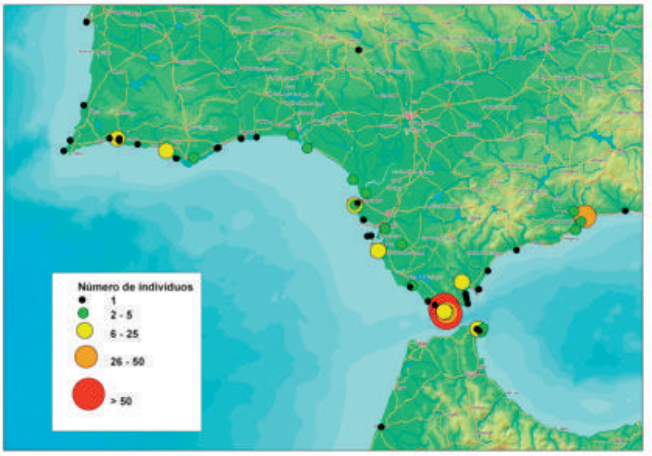

Figure 4. Detalle del área donde se concentran la mayoría de las lecturas de las anillas de PVC de gaviota patiamarilla.

Distancia y relación con la edad

La distancia media del total de las observaciones ha sido de 67,5 km, pero si tenemos en cuenta la máxima distancia a la que cada anilla ha sido vista la media asciende a 107 km. El máximo obtenido ha sido de 1112,8 km para Funchal (Madeira, Portugal). De todos los avistamientos, 507 (70,2%) han sido realizados a menos de 50 km de la colonia y pertenecen a 128 individuos diferentes (19,5%). Sin embargo, el menor porcentaje de observaciones a más de 50 km (29,8%) pertenecen a 197 individuos (30%). Existen diferencias en las distancias dependiendo de la dirección de la dispersión. Así las aves que van hacia el Este, entrando al Mediterráneo, no sobrepasan Málaga (132 km), con la excepción de un avistamiento a tan sólo 30 km más, en la Caleta de Vélez. Por otro lado, las aves que se desplazan hacia el golfo de Cádiz y Portugal alcanzan distancias muy superiores con máximos, si omitimos la observación dudosa de Francia, en Galicia (868 km).

En cuanto a la relación entre la distancia de los avistamientos y la edad de las aves se observa una importante disminución de la distancia media conforme aumenta la edad, existiendo una fuerte correlación inversa entre ambas (Figura 5). Durante el primer año de vida la distancia media de dispersión alcanza los casi 120 km. En el segundo y tercer año de vida la distancia desciende progresivamente hasta situarse a partir del 4 año a no más de 10 km de media de la Isla de Tarifa.

Tabla 1. Resumen por país y región del número de observaciones y número de anillas (ejemplares diferentes) y sus porcentajes respecto del total recopilados durante el periodo de estudio.

País	Región	Nº observaciones	%	Nº anillas
España	Andalucía	631	87,4	246
	Ceuta	26	3,6	19
	Galicia	4	0,6	3
	Madrid	3	0,4	1
	subtotal	*664*		*260*
Portugal	Algarve	34	4,7	26
	Lisboa-Setúbal	7	1,0	7
	Centro-Aveiro	3	0,4	3
	Madeira	2	0,3	1
	Centro-Coimbra	2	0,3	2
	Lisboa-Leiria	2	0,3	2
	Alentejo-Setúbal	1	0,1	1
	Norte-Porto	1	0,1	1
	subtotal	*52*		*40*
Marruecos		5	0,7	4
Francia	Normandía	1	0,1	1

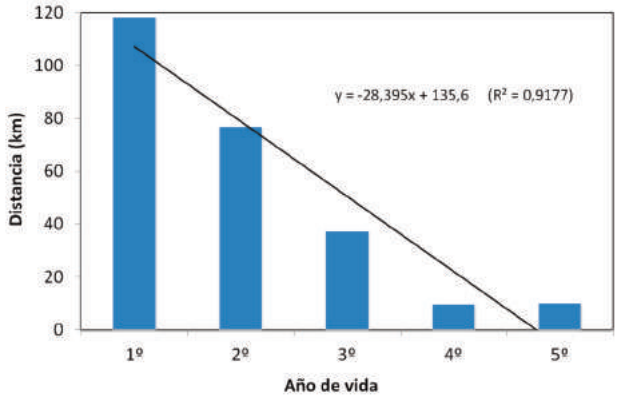

Figure 5. Distancia media de las observaciones (teniendo en cuenta el nº de ejemplares distintos) respecto a la colonia de cría según la edad de los individuos (barras azules) y regresión lineal entre ambas variables.

Distribución temporal

En el tiempo, las observaciones se distribuyen de un modo no homogéneo a lo largo del año, tanto el nº total de observaciones como el nº de ejemplares diferentes (Figura 6). Los valores mayores para ambas variables se alcanzan en septiembre (192 lecturas de 117 anillas), descendiendo posteriormente hasta unos mínimos más o menos estables entre diciembre y junio. Durante los dos primeros meses de vida de las aves anilladas, julio y agosto, estos valores se sitúan en torno al promedio anual, superiores a la mayor parte del año.

Discusión

La evolución de la población reproductora, desde que se formó

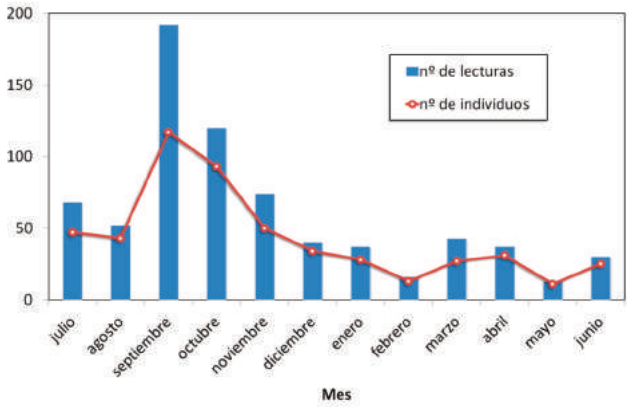

Figure 6. Distribución mensual del número de observaciones (barras azules) y del número de ejemplares diferentes (linea roja) representados según un año de vida real, de julio a junio del año siguiente.

la colonia, es de esperar que siga al alza hasta su estabilización cuando se alcance la capacidad de carga de la colonia que, a nuestro entender y bajo la necesidad de otro tipo de estudio, dependerá fundamentalmente del espacio disponible para ubicación de los nidos. El escaso número de pollos anillados en 2011 se debió a un anormalmente bajo éxito reproductor, si lo comparamos con los años anteriores, seguramente relacionado con una serie de episodios continuados de mal tiempo, con fuertes lluvias, tormentas y mucho frío, que se extendieron durante casi un mes justo en las fechas en las que deberían eclosionar los huevos.

Respecto al porcentaje de recuperaciones, el alto valor obtenido valida, una vez más, la eficacia de este tipo de marcajes especiales. Este porcentaje es similar al encontrado para el global de las colonias del País Vasco (Arizaga et al. 2006) y bastante superior, por ejemplo, al de colonias de Asturias (Pérez et al. 2006) o del Mediterráneo (Rodríguez y Muntaner 2004).

Por otro lado, de acuerdo con el hecho comprobado de que la distancia de dispersión en las colonias del norte de España es muy escasa frente a la de las colonias del Mediterráneo (Arizaga et al. 2006; Munilla 1997; Pérez et al. 2006; Muntaner 2005; Martínez-Abraín et al. 2002), los valores encontrados para la colonia de la Isla de Tarifa han resultado ser muy elevados. Sin embargo, al contrario que ocurre en otros estudios, el porcentaje de recuperaciones a menos de 50 km ha sido superior a lo esperado, lo que pensamos puede deberse a una mayor presencia de observadores durante todo el año en la zona.

En cuanto a la relación de la distancia con la edad, el comportamiento observado en la colonia de la Isla de Tarifa en el que los adultos y subadultos se encuentran en mayor porcentaje las cercanías de la colonia mientras que son los juveniles los que realizan desplazamientos más largos durante sus primeros años, parece ser habitual y ha sido comprobado para otras colonias de gaviota patiamarilla (Pérez et al. 2006; Martínez-Abraín et al. 2002; Munilla 1007; Sol et al. 1995) así como en otras especies de láridos (p.ej. Coulson y Butterfield 1985). Sobre las observaciones a menos de 50 km de la colonia, en algunos casos se trata de aves que no se marchan pero la mayoría son ejemplares que regresan a la colonia después de sus desplazamientos postjuveniles mostrando una elevada filopatria. Este último aspecto está siendo objeto de una segunda fase del estudio completo que estamos afrontando.

Por último, la distribución temporal de las observaciones parece coincidir, en términos generales, con otros trabajos (p.ej. Arizaga et al. 2010) aunque en nuestro caso el máximo se alcanza dos meses después, en septiembre, seguramente coincidiendo con el aumento notable del número de observadores que se produce durante ese mes en todo en suroeste peninsular.

Agradecimientos

Queremos dar las gracias a todos aquellos sin los que este proyecto no se podría haber llevado a cabo. Para empezar, al director-conservador del Parque Natural de Estrecho y los técnicos que nos facilitaron los permisos de anillamiento. A la comandancia de la Guardia Civil de Tarifa por permitirnos en acceso a la Isla de Tarifa. A los técnicos de la Delegación Provincial de Cádiz de la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía, sobre todo a Francisco Hortas, por sus gestiones en nuestra colaboración en el proyecto de control de la gaviota patiamarilla en Cádiz mediante el que conseguimos algo de financiación. Por supuesto, a todos los socios y colaboradores del Grupo Ornitológico del Estrecho, especialmente a Alejandro Colorado, Antonio Sepúlveda, Francisco Delgado, Jaime González, Javier Espinosa, John Hale, Jose Luis Garzón, Jose Manuel Pérez, Francisco Jiménez y Ricardo Campos. Y por último, y no menos importante, a todos y cada uno de los observadores, ornitólogos y personas anónimas que nos han enviado sus observaciones de nuestras aves. Muchas gracias a todos. Los comentarios de Francisco Hortas y Mariano Cuadrado mejoraron notablemente la versión final de este artículo.

Bibliografía

Alerstam T. 1990. Bird migration. Cambridge University Press. Cambridge.

Arizaga J, Alda F, Doadrio I y Herrero A. 2006. Análisis de la dispersión de la gaviota patiamarilla (*Larus michahellis lusitanius*) en Guipúzcoa. Inédito. Sociedad de Ciencias Aranzadi.

Arizaga J, Herrero A, Galarza A, Hidalgo J, Aldalur A, Cuadrado JF y Ocio G. 2010. First-Year Movements of Yellow-Legged Gull (*Larus Michahellis Lusitanius*) from the Southeastern Bay of Biscay. Waterbirds, 33 (4): 444-450.

Bermejo A, Mouriño J. 2003. Gaviota Patiamarilla, *Larus cachinnans*. En, R. Martí, J.C. del Moral (eds.): Atlas de las aves reproductoras de España, pp. 272-273. Dirección General de la Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología. Madrid.

Berthold P. 2001. Bird migration. A general survey. Oxford University Press. Oxford.

Bosch M. 1996. The effects of culling on attacks by Yellow-ledged Gulls (*Larus cachinnans*) upon three species of herons. Colonial Waterbirds 19: 248-252.

Cantos FJ. 2000. El anillamiento científico en colonias de láridos. Revista de Anillamiento 6: 12-23.

Clobert J, Danchin E, Dohndt AA y Nichols JD. (Eds.). 2001. Dispersal. Oxford University Press. Oxford.

Cortés JE, Shaw E, Blair M y Candelin G. 2005. The control of the Yellow-leg Gull in Gibraltar. Almoraima, 31: 199-215.

Coulson JC y Butterfield J. 1985. Movements of British Herring Gulls. Bird Study 32: 91-103.

Del Hoyo J, Elliott A y Sargatal J (Eds.). 1996. Handbook of the birds of the World. Vol. 3 Hoatzin to Auks. Lynx Edicions. Barcelona.

Martínez-Abraín A, Oro D, Carda J, del Señor X. 2002. Movements of Yellow-Ledged Gulls (*Larus [cachinnans] michahellis*) from two small western Mediterranean colonies. Atlantic Seabirds 4: 101-108.

Molina B y Bermejo A. 2009. La gaviota patiamarilla: En, B. Molina (Ed.): Gaviotas reidora, sombría y patiamarilla en España. Población en 2007-2009 y método de censo, pp. 50-111. SEO/BirdLife. Madrid.

Munilla I. 1997. Desplazamientos de la Gaviota Patiamarilla (*Larus cachinnans*) en poblaciones del norte de la Península Ibérica. Ardeola 44: 19-26.

Muntaner J. 2005. Resultados del marcado de Gaviota Patiamarilla (*Larus michahellis*) con anillas de lectura en las Illes Balears 2003-2004. Actas V Congreso del GIAM. Gijón.

Oliveros, F. y Cabral, J. A. 2011. Programa de control de la Gaviota Patiamarilla (*Larus michahellis*) en la provincia de Cádiz. Resumen V Jornadas de Historia Natural de Cádiz. pp. 28.

Olsen KM y Larsson H. 2004. Gulls of Europe, Asia and North America. Christopher Helm. London.

Paterson AM. 1997. Las Aves Marinas de España y Portugal. Lynx Edicions. Barcelona.

Pérez I, Fernández XX y Álvarez CM. 2006. Análisis de recuperaciones de gaviota patiamarilla (*Larus michahellis* lusitanius) anilladas con PVC en Asturias. En: Actas de los VI Encuentros Ornitológicos Asturianos: 72-81. Coordinadora Ornitológica de Asturias. Gijón.

Rodríguez A y Muntaner J. 2004. Primeros resultados del marcado de gaviota patiamarilla *Larus michahellis* con anillas de lectura en las islas Baleares. A.O.B. 19: 69-77.

Sol D, Arcos JM y Senar JC. 1995. The influence of refuse tips on the winter distribution of Yellow-legged Gulls *Larus cachinnans*. Bird Study 42: 216-221.

Anexo. Ejemplos de historiales de los comportamientos más habituales y algunos casos de recuperaciones especiales.

- G:40F, anillada el 15-junio-2009, fue leída por primera vez en el puerto de Funchal (Madeira) el 9-septiembre-2009, donde como poco paso el invierno con otra observación el 26-febrero-2010. Sorprendentemente el pasado 6-agosto-2011 fue observada en la playa de los Lances, ya en su tercer año de vida, a escasos km de la colonia.

- G:39A, anillada el 02-junio-2007, no se ha movido de la zona, con 11 lecturas siempre en las cercanías de la colonia, y en 2011, con 4 años, empezó a reproducirse en la misma colonia donde nació.

- G:31F, anillada el 23-julio-2008, ha sido observada en 20 ocasiones siempre en la colonia o cerca de ella. Es otro de los casos de individuos que no se mueven de la zona de nacimiento. En 2011, su tercer año de vida, comenzó a reproducirse y fue observada copulando como macho.

- G:22F, anillada el 14-julio-2008, se marcho a la zona del Algarve (Portugal) durante su primer año de vida para regresar en 2010 y comenzar a reproducirse en 2011 en la Isla de Tarifa con sólo 3 años.

- G:27F, anillada también el 14-julio-2008, se fue hasta el puerto de Málaga donde permaneció al menos durante dos años con 5 observaciones, la última el 08-septiembre-2010.

- G:32A, anillada el 02-junio-2007, fue atropellada por un avión en la base naval de Rota casi un año después y unos de los propios pilotos se encargó de enviarnos la información.

Adulto anillado el 2 de junio de 2007 con el codigo G82A (Foto: Salvador García).

Tercer año anillado el 16 de junio de 2009 con el codigo G65H (Foto: Javier Elorriaga).

FUEGO Y DIVERSIDAD EN LA HERRIZA

Manuel Jesús Gil-López[1]*, José Gabriel Segarra-Moragues[2] y Fernando Ojeda[1]

[1]*Departamento de Biología, Universidad de Cádiz, Campus Río San Pedro, 11510-Puerto Real (Cádiz).*
[2]*Centro de Investigaciones sobre Desertificación (CIDE, CSIC-UV-GV), Ctra Moncada-Náquera, km 4.5, 46113-Moncada (Valencia).*

Recibido: 2 de mayo de 2014. Aceptado (versión revisada): 4 de septiembre de 2014. Publicado en línea: 13 de noviembre de 2014.

Palabras claves: brezal mediterráneo, endemismo, incendios, riqueza específica.
Keywords: Mediterranean heathland, endemism, fire, specific richness.

Resumen

El brezal mediterráneo o herriza destaca como una de las comunidades vegetales más diversas en el estrecho de Gibraltar. Otra de sus peculiaridades es la elevada proporción de especies pirófitas, lo que significa que sus semillas tienen una germinación asociada a las señales producidas por el fuego. Esto provoca que la edad de sus poblaciones este muy marcada por tal perturbación. En este estudio se analiza el efecto del tiempo transcurrido desde el último incendio en la diversidad de plantas leñosas en las herrizas a través de transectos de intercepción lineal. Los resultados obtenidos muestran una disminución en la diversidad vegetal y el endemismo de este hábitat, conforme el tiempo transcurre desde que se produce el fuego. Esto se debe a que las especies estrictamente pirófitas solo germinan tras tal perturbación. Por tanto, en periodos largos de ausencia de incendios sus poblaciones pueden llegar a desaparecer localmente debido a que no se incorporan nuevos individuos desde el banco de semillas. Esta tendencia encontrada en las herrizas, no es más que otro refuerzo para destacar el papel del fuego como elemento natural entre los ecosistemas Mediterráneos.

Abstract

Mediterranean heathlands or herrizas show one of the highest levels of plant diversity within the Strait of Gibraltar. This plant community is also characterized by a high number of pyrophytic species whose seed germination is triggered by fire cues. Thus, the age of theses populations would be in accordance with time since last fire. This study analyses the effect of time since last fire in woody plant diversity within herriza samples by using line transects. We found that both plant diversity and endemism decreased as time since last fire increased. The need of fire for germination of most of the species in the herriza might be the underlying reason. Thus, after long fire intervals the populations could undergo local extinction, as they do not have the opportunity to recruit new individuals from the seed bank. This trend found in the herrizas is yet another evidence to remark that fire is a natural element in Mediterranean habitats.

Introducción

Uno de los hábitats más representativos de la Europa atlántica es el brezal, un tipo de comunidad vegetal asociado a climas oceánicos templados que se desarrolla sobre suelos arenosos, ácidos y pobres en nutrientes (Gimingham et al. 1979; Loidi et al. 2010). A escala europea, la extensión ocupada por el brezal disminuye de forma considerable conforme nos desplazamos a latitudes más bajas, principalmente al adentrarnos en la región Mediterránea (Loidi et al. 2010). Esto se debe a la marcada estacionalidad del clima mediterráneo y a la predominancia de suelos que presentan un pH neutro o básico, una textura más fina y unos niveles de fertilidad más elevados. Sin embargo, en la región del estrecho de Gibraltar (suroeste de la península Ibérica y extremo noroccidental de África) la presencia del brezal vuelve a ser notable (Gorissen, 2004; Loidi et al. 2010).

El brezal del estrecho de Gibraltar, conocido localmente con el nombre de herriza, se desarrolla en cumbres y crestas de lomas y sierras, sobre litosuelos ácidos y pobres derivados de areniscas oligomiocénicas (areniscas del Aljibe). Su presencia está favorecida por el clima mediterráneo suavizado que caracteriza esta región, gracias a una fuerte influencia oceánica. El característico color herrumbroso-anaranjado de la roca y suelo de arenisca es el responsable del nombre de herriza que recibe esta comunidad vegetal. Aunque las relaciones florísticas entre la herriza y el brezal europeo son notables, la riqueza de especies y la elevada proporción de endemismos le confieren a la herriza entidad propia como brezal Mediterráneo (Gorissen 2004; Ojeda 2009; Gil-López y Ojeda 2011). El elemento endémico de la herriza está estrechamente asociado a los suelos de areniscas (endemismo edáfico) y la mayoría de especies en esta categoría son leñosas, arbustivas o subarbustivas, contrastando con la dominancia de endemismos herbáceos y de montaña o insulares en el conjunto de la flora Mediterránea (Thompson, 2005).

Una de las características ecológicas de la herriza es la ausencia de estrato arbóreo, que se explica no sólo por la pobreza y escasez de los suelos sino también por la exposición de las cumbres y crestas a los vientos de Levante. Otro aspecto singular de la ecología de esta comunidad vegetal es su relación con el fuego. La mayoría de sus especies representativas no sólo son resistentes a la acción del fuego sino que son sensibles a la ausencia de éste; es decir, aspectos clave para la viabilidad de las poblaciones naturales, como la germinación, están estrechamente asociados con el fuego (e.g. germinación pirogénica; Ojeda 2003; Ojeda et al. 2010). Este hecho provoca

*Autor para correspondencia. Email: manueljesus.gil@uca.es

que en situaciones de supresión de incendios estas especies puedan llegar a desaparecer localmente debido a la senescencia o envejecimiento de sus poblaciones, debido a la ausencia de germinación y, por tanto, reclutamiento de nuevas plántulas. Esta dinámica conduce a una aparente paradoja, ya que la erradicación de los incendios forestales en áreas de alta conservación donde existen herrizas podría estar determinando una pérdida de biodiversidad en esta comunidad vegetal.

En este estudio exploramos la existencia de una relación entre la variación de la diversidad vegetal en la herriza y el tiempo transcurrido desde el último incendio. Con ello ilustraremos la estrecha asociación de este hábitat tan singular con el fuego como factor ecológico clave en su evolución (Ojeda et al. 2010) y, por tanto, necesario para su persistencia.

Material y métodos

Área de estudio y muestreo

Este estudio se ha realizado en el arco de sierras costeras de la orilla europea de la región del estrecho de Gibraltar (Tabla 1; Figura 1). Se localizaron 12 parcelas de herriza con edades distintas desde el último incendio sufrido. La edad de cada localización se obtuvo a partir de la base de datos del INFOCA (Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio, Junta de Andalucía), que incluye datos georreferenciados de la superficie quemada anualmente desde 1975 en el conjunto de Andalucía. El rango de edades registradas en las 12 parcelas abarcó desde un año tras el último incendio para la más reciente, hasta al menos 37 años desde el fuego para la más antigua (Tabla 1).

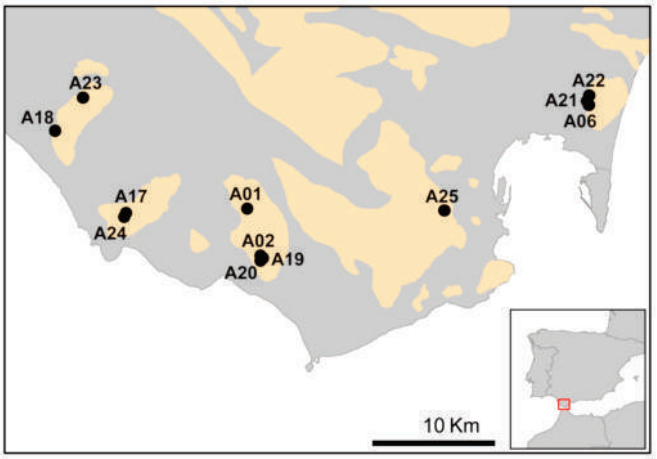

Figura 1. Mapa de las herrizas muestreadas en el sur de la provincia de Cádiz (véase la Tabla 1 para más información sobre estos puntos analizados). Las manchas de color anaranjado son los suelos ácidos sobre los que se desarrollan las herrizas.

En cada muestra de herriza se registró la presencia y abundancia de las especies leñosas existentes mediante el método de intercepción lineal en un transecto de 50 metros de longitud (Kent y Coker, 1992). Se registraron además aquellas especies no interceptadas por el transecto lineal que se encontraron a una distancia de hasta 10 metros a cada lado de éste. De ese modo se obtuvo para cada muestra de herriza la diversidad local de especies leñosas en 0,1 Ha, una escala estándar de inventario que permite una comparación posterior con comunidades leñosas del resto del planeta. Se consideraron como endémicas aquellas especies con una distribución restringida al suroeste de la península Ibérica y noroeste de África (elementos gibraltárico y suroeste ibérico-tingitano; sensu Ojeda 1995).

Análisis de datos

Para explorar la relación entre la variación de la biodiversidad de la herriza y el tiempo transcurrido desde el último incendio, se realizó un análisis de regresión lineal entre la riqueza de especies leñosas y la edad de la herriza desde el último incendio sufrido. Este análisis se llevó a cabo usando el software estadístico R version 2.11.1 (R Development Core Team, 2010). El cálculo se repitió para el subconjunto de especies endémicas.

Resultados y discusión

Se censaron un total de 28 especies en las 12 localidades de herriza muestreadas (Apéndice 1). Los valores de diversidad de especies leñosas (número de especies/0,1 Ha) estuvieron comprendidos entre un máximo de 19 (A06, con 4 años desde su último incendio) y un mínimo de 12 especies (A19, con 25 años desde el último incendio; véase Tabla 1). Se observó una relación lineal negativa ($R^2 = 0,3863$, $P < 0,05$) entre la diversidad total de especies y la edad desde el último incendio (Figura 2A). Este patrón también se observó para el subconjunto de especies endémicas ($R^2 = 0,3492$, $P < 0,05$; Figura 2B).

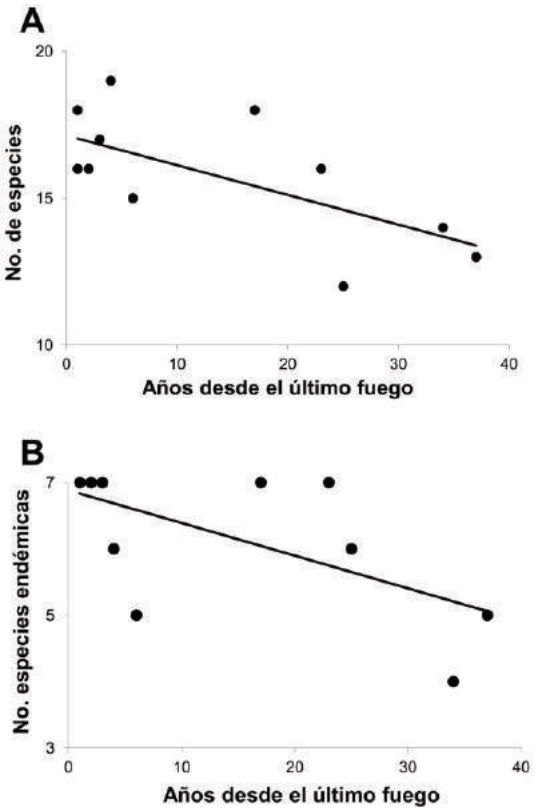

Figura 2. Representación de la relación entre el número de especies leñosas vegetales encontrada en cada parcela de herriza frente al tiempo en años que llevaban sin soportar un incendio forestal. Gráfica superior (A) corresponde al número total de especies encontradas por parcela. Gráfica inferior (B) muestra el número de especies de distribución reducida, endemismos, por parcelas. Se ha descrito como especie endémica las que tienen una distribución igual o menor al suroeste de la península Ibérica y noroeste de África.

Por tanto, puede decirse que la biodiversidad vegetal de la herriza, al menos la que se refiere a su flora leñosa, decrece conforme pasa el tiempo desde el último incendio forestal.

El carácter pirófito de las especies de la herriza es clave en la explicación de este patrón de disminución de la biodiversidad con el tiempo desde el último incendio. La germinación en la mayoría de estas especies es pirogénica (Ojeda et al. 2010), es decir, responde a señales físicas (calor) y/o y químicas (compuestos químicos liberados por el humo) determinadas por el fuego (Moreira et al. 2010). En los primeros años tras un incendio, la herriza se cubre de individuos jóvenes de diferentes especies, muchas de ellas endémicas, provenientes de la germinación del banco de semillas estimulada por el fuego así como de nuevos rebrotes de especies con capacidad de resistir la acción del fuego (Tabla 2).

Años después, la comunidad presenta valores elevados de diversidad sin que haya más eventos de reclutamiento de nuevos individuos. Si el tiempo sin fuego se prolonga, las herrizas entran en una etapa envejecida o senescente (Figura 3) en la que la abundancia de muchas de sus especies disminuye (Tabla 2), llegando algunas incluso a desaparecer localmente (e.g. *Drosophyllum lusitanicum*, *Bupleurum foliosum*, *Thymelaea villosa*). Esto conlleva una disminución de la diversidad y el endemismo, tal y como se muestra en los resultados (Figura 2).

La mayoría de las especies que desaparecen localmente en herrizas senescentes desarrollan un banco de semillas que permanece latente en el suelo a la espera de un nuevo incendio que estimule su germinación y posibilite la recolonización del brezal. No obstante, hay que tener en cuenta que la viabilidad de las semillas disminuye con el paso del tiempo y que las políticas de gestión de estas áreas se dirigen a una total e-rradicación de los incendios forestales. Aunque recientemente se están considerando estrategias de gestión basadas en el uso del fuego (e.g. http://www.fireparadox.org), el fuego en la herriza como herramienta de gestión se nos antoja arriesgado en función de la amenaza a bienes sociales e intereses económicos forestales, principalmente la industria del corcho en alcornocales adyacentes. Sin embargo, la erradicación completa de los incendios forestales está muy lejos de conseguirse. Lo que pretendemos desde este foro es que no se vean los incendios como destructores últimos y definitivos de biodiversidad, sino como elementos naturales del medio en biomas Mediterráneos como la herriza.

Figure 3. Brezal senescente, con plantas muertas o envejecidas, en Puerto Oscuro (sierra del Aljibe, Alcalá de los Gazules), zona de alta conservación en el parque natural Los Alcornocales que no sufre un incendio desde hace más de 40 años.

Agradecimientos

Agradecemos a Marco A. Tena, subdirector del Centro Operativo del INFOCA en la provincia de Cádiz, por la información cedida para poder realizar este estudio. A Maria Paniw y Ana Payo por su colaboración en el muestreo, y a Soledad Morillo y Quico Verdugo por su ayuda en la edición del manuscrito. El proyecto BREZAL (CGL2011-28759/BOS, Ministerio de Ciencia e Innovación) y el proyecto P07-RNM-02869 (Junta de Andalucía, España) aportaron la financiación para el trabajo de campo. Durante la realización de este estudio, M.J.G-L. estuvo respaldado por una beca FPU del MINECO y J.G.S-M. por un contrato del programa nacional 'Ramón y Cajal'-MINECO.

Tabla 1. Información geográfica, años sin sufrir un incendio y número de especies leñosas vegetales muestreadas en cada herriza. t(años)* = años que la herriza llevaba sin soportar un incendio forestal en el momento del muestreo; N(END)* = número total de especies leñosas muestreadas, entre paréntesis las descritas como endemismos.

Localidad	Latitud	Longitud	t(años)*	N(END)*
A17-S. de la Plata	36°06'49''N	5°46'52''W	1	18(7)
A20-S. de Tarifa	36°04'52''N	5°39'25''W	1	16(7)
A22-S. Carbonera	36°12'35''N	5°21'36''W	1	16(7)
A24-S. de la Plata	36°06'38''N	5°46'57''W	2	16(7)
A25-Botafuegos	36°07'18''N	5°29'24''W	3	17(7)
A06-S. Carbonera	36°12'10''N	5°21'37''W	4	19(6)
A21-S. Carbonera	36°12'16''N	5°21'39''W	6	15(5)
A18-S. del Retín	36°10'23''N	5°50'53''W	17	18(7)
A02-S. de Tarifa	36°04'59''N	5°39'17''W	23	16(7)
A19-S. de Tarifa	36°05'05''N	5°39'22''W	25	12(6)
A01-S. de Fates	36°07'09''N	5°40'13''W	34	14(4)
A23-S. del Retín	36°11'53''N	5°49'25''W	37	13(5)

Tabla 2. Variación de la abundancia relativa de especies de plantas leñosas características de la herriza desde herrizas jóvenes (< 4 años desde el último fuego) a maduras (> 30 años). Se indica además su modo de regeneración tras el fuego. R+/R-, regeneración por rebrote, sí/no; P+/P-, regeneración por germinación del banco de semillas estimulada por el fuego, sí/no. Nomenclatura de las especies según Flora Ibérica. (*) endemismo suroeste Ibérico y Tingitano.

Especie	Regeneración	Variación
Argantoniella salzmanii (*)	R-P+	Disminuye
Bupleurum foliosum (*)	R-P+	Disminuye
Calluna vulgaris	R-P+	Aumenta
Pterospartum tridentatum	R+P+	Aumenta
Cistus populifolius subsp. major(*)	R-P+	Disminuye
Cistus salviifolius	R-P+	Disminuye
Drosophyllum lusitanicum (*)	R-P+	Disminuye
Erica australis	R+P+	Igual
Erica umbellata	R-P+	Disminuye
Genista tridens (*)	R+P+	Disminuye
Halimium lasianthum subsp alyssoides (*)	R-P+	Disminuye
Polygala baetica (*)	R-P+	Disminuye
Quercus lusitanica (*)	R+P-	Disminuye
Stauracanthus boivinii (*)	R+P+	Igual
Thymelaea villosa (*)	R+P+	Igual

Bibliografía

Gil-López MJ, Ojeda F. 2011. La herriza y otros brezales europeos: ¿sabemos lo que tenemos? Almoraima 43: 111-130.

Gimingham CH, Champman SB, Webb NR. 1979. European heathlands: Heathlands and related shrublands. Descriptive studies. Ecosystems of the World. 9A. Elsevier, Amsterdam, pp: 365-413.

Gorissen I. 2004. Die Zwergstrauch-heiden Europas-vom Atlantik to Caucasus and Ural. (Dwarf shrub heaths of Europe from Atlantic to Caucasus and Ural). Umschlaggestaltung und Druck.

Kent M, Coker P. 1992. Vegetation description and analysis: a practical approach. Universidad de Michigan, 363 pp.

Loidi J, Biurrun I, Campos J A, García-Mijangos I, Herrera M. 2010. A biogeographical análisis of the European Atlantic lowland heathlands. Journal of Vegetation Science 21: 832-842.

Moreira B, Tormo J, Estrelles E, Pausas JG. 2010. Disentangling the role of heat and smoke as germination cues in Mediterranean Basin flora. Annals of Botany 105: 627–635.

Ojeda F. 1995. Ecología, biogeografía y diversidad de los brezales del Estrecho de Gibraltar. Tesis doctoral. Universidad de Sevilla.

Ojeda F. 2003. El brezal mediterráneo o herriza. Investigación y Ciencia, 317 Febrero 2003.

Ojeda F. 2009. 4030 Brezales secos europeos. En: VV.AA., Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España. Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino. Madrid. 66 pp.

Ojeda F, Pausas JG, Verdú M. 2010. Soil shapes community structure through fire. Oecologia 163: 729-735.

R Development Core Team. 2010. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL http://www.R-project.org

Thompson J. 2005. Plant evolution in the Mediterranean. Oxford University Press, Oxford.

Artículo

CUATRO PLANARIAS TERRESTRES EXÓTICAS NUEVAS PARA ANDALUCÍA

Íñigo Sánchez García

Zoobotánico de Jerez. c/ Madreselva s/n. 11408 Jerez de la Frontera

Recibido: 8 de noviembre de 2014. Aceptado (versión revisada): 12 de noviembre de 2014. Publicado en línea: 16 de noviembre de 2014.

Palabras claves: *Bipalium kewense*, *Caenoplana coerulea*, *Dolichoplana striata*, *Kontikia ventrolineata*, Platelmintos, Tricladida, especies invasoras, Andalucía, España.
Keywords: *Bipalium kewense*, *Caenoplana coerulea*, *Dolichoplana striata*, *Kontikia ventrolineata*, Platyhelminthes, Tricladida, Alien species, Andalusia, Spain.

Resumen

Se cita por primera vez para Andalucía a los Platelmintos exóticos Bipalium kewense *Moseley, 1878 (Bipaliinae),* Dolichoplana striata *Moseley, 1877 (Rhynchodeminae),* Caenoplana coerulea *Moseley, 1877 (Geoplaninae) y* Kontikia ventrolineata *(Dendy, 1892) (Geoplaninae), recientes colonizadores de la Península. Todas ellas se han localizado en los jardines del Zoobotánico de Jerez (Cádiz) estando dos de ellas presentes también en algunos viveros de localidades próximas. Hasta la fecha sólo se conocía la presencia de dos planarias exóticas en esta Comunidad Autónoma:* Rhynchodemus *sp. y* Obama *sp., ambas localizadas en Málaga. Estas planarias son elementos alóctonos de la fauna ibérica que presumiblemente han sido introducidas con el trasiego de macetas con plantas vivas y sustratos entre centros de jardinería y representan un potencial riesgo de comportarse como especies invasoras, pudiendo suponer un problema grave al depredar sobre invertebrados terrestres, aunque por el momento se desconoce el impacto que puedan tener sobre la fauna autóctona al no haberse detectado aún en ecosistemas naturales.*

Abstract

Four exotic terrestrial planarians are recorded for the first time in Andalusia (Southern Spain): Bipalium kewense *Moseley, 1878 (Bipaliinae),* Dolichoplana striata *Moseley, 1877 (Rhynchodeminae),* Caenoplana coerulea *Moseley, 1877 (Geoplaninae) and* Kontikia ventrolineata *(Dendy, 1892) (Geoplaninae). All of them were located at Zoobotánico Jerez (Cadiz) gardens and two out of them were also found in some plant nurseries in the area. Only two exotic planarians were recorded in Andalusia until now:* Rhynchodemus *sp. y* Obama *sp., both of them in Malaga. Those planarians are exotic species for the Iberian fauna that may have been introduced through the ornamental plants and substrate trade between garden centers. These species represent a potential risk for our environment because they could behave as invasive species as may predate upon native terrestrial invertebrates. As these exotic planarias have not been detected yet in natural ecosystems further studies on the real extent of invasion are recommended as well to assess their impact on the native fauna.*

Introducción

Las planarias terrestres (Platelmintos, Geoplanidae), también denominadas comúnmente platelmintos terrestres o geoplánidos, son una familia de animales terrestres nocturnos del orden Seriata con una distribución cosmopolita. Se dividen en cuatro subfamilias (Bipaliinae, Microplaninae, Geoplaninae y Rhynchodeminae) y la mayoría de sus especies viven en el hemisferio sur y son habitantes de suelos forestales húmedos.

La subfamilia Bipaliinae está originalmente ausente en América y Europa, mientras que Geoplanidae se distribuye naturalmente por América Central y del Sur (Winsor et al. 1998). La mayoría de las especies juegan un importante papel ecológico en los ecosistemas terrestres al ser depredadores de la fauna edáfica. Sus posibles presas varían en función de su tamaño e incluyen larvas de insectos, colémbolos, isópodos, diplópodos, termitas, arácnidos, sanguijuelas terrestres, caracoles y lombrices (ver referencias en Winsor et al. 2004).

Se han clasificado en todo el mundo 850 especies de planarias terrestres, mientras que en Europa se conocen sólo 24 especies autóctonas (Noreña 2013), todas ellas pertenecientes a la subfamilia Rhynchodeminae.

Los datos morfológicos combinados con análisis moleculares, sugieren la presencia de al menos 15 especies de planarias terrestres nativas de la Península Ibérica (Mateos et al. 2009) de las que sólo tres han sido citadas en Andalucía, todas ellas descritas recientemente y por el momento exclusivas de la Sierra de Grazalema: *Microplana aixandrei* Vila-Farré, Mateos, Sluys & Romero, 2008, *Microplana grazalemica* Vila-Farré, Mateos, Sluys & Romero, 2008 y *Microplana gadesensis* Vila-Farré, Mateos, Sluys & Romero, 2008 (Vila-Farré et al. 2008).

Algunas especies de planarias terrestres han sido trasladadas accidentalmente por la actividad humana desde sus hábitats originales a otras regiones, donde se comportan a menudo como exóticas invasoras, conociéndose al menos 36 especies introducidas en diferentes países de todo el mundo, llegando

*Autor para correspondencia. Email: bioinigo@gmail.com

a constituirse en un grupo importante y diverso dentro de la fauna exótica mundial (Álvarez-Presas et al. 2014).

Muchas de estas planarias exóticas se alimentan de lombrices, isópodos y caracoles entre otros invertebrados terrestres, suponiendo un potencial riesgo para la fauna de invertebrados edáficos y para aquellos vertebrados que basan su alimentación en éstos, particularmente aves y pequeños mamíferos y pueden llegar a suponer un serio problema para la agricultura y la conservación de la naturaleza (Santoro & Jones 2001).

En este sentido, es fundamental una rápida detección e identificación de nuevas invasiones para tratar de evitar en la medida de lo posible su dispersión y de controlar su impacto sobre las poblaciones locales de invertebrados terrestres.

En Europa se han citado hasta el momento 23 especies de planarias exóticas pertenecientes a las subfamilias Bipaliinae, Geoplaninae y Rhynchodeminae (Minelli 1977; Jones 1988; Mateos et al. 1998; Jones et al. 2008; Vila-Farré et al. 2008; Noreña 2013; Álvarez-Presas et al. 2014).

En la Península Ibérica hasta fechas recientes había muy poca la información sobre la introducción de planarias exóticas, pero un reciente estudio revela que un mínimo de 10 especies han colonizado nuestro país, todas ellas potencialmente invasoras (Álvarez-Presas et al. 2014).

Material y métodos

Los primeros ejemplares encontrados en el Zoobotánico de Jerez se localizaron de forma casual. A partir de su detección, se hizo una búsqueda sistemática de planarias terrestres en lugares adecuados (bajo macetas, piedras, troncos, planchas de césped, etc.) a lo largo de octubre de 2014, prospectándose también varios viveros de la zona.

Algunos de los ejemplares encontrados han sido mantenidos en condiciones de laboratorio para observar diversos aspectos de su biología, conservándose ejemplares de las cuatro especies detectadas en etanol absoluto para su ulterior análisis genético. Las muestras han sido conservadas en la colección particular del autor.

Resultados

En marzo de 2010 un gusano plano con unos 30 cm y una característica cabeza aplanada y ensanchada en forma de media luna, fue encontrado en un jardín de Montealegre, un área residencial en las afueras de Jerez de la Frontera (Cádiz), y fue entregada en el Zoobotánico de Jerez para su estudio. En abril de 2012 se encontró otro ejemplar de esta misma especie de unos 20 cm de longitud en los propios jardines del Zoobotánico de Jerez (29S 754663 E 4064300 N) tras un intenso aguacero. En aquél momento pudo identificarse como *Bipalium kewense*, Moseley, 1878, un platelminto de la subfamilia Geoplaninae originario de Indochina que se ha expandido por todo el mundo con el comercio internacional de plantas y sustratos para jardinería.

En EEUU se localizó por primera vez hace más de un siglo y posteriormente ha colonizado Madagascar, Malasia, Mauricio, México, Puerto Rico, Tahití, Taiwan y Zimbabwe (Winsor 1983). En Europa se ha citado en Gran Bretaña, Austria, Bélgica, Alemania, Irlanda, Madeira, Noruega, Polonia y España (Noreña 2013). En nuestro país se detectó por primera vez en 1983 en Barcelona (Filella-Subirà 1983), en 1990 en Lourizán (Pontevedra), en 1994 en Gerona, en 1998 en Villamalea (Albacete) y en 1999 en Bétera (Valencia) (Álvarez-Presas et al. 2014). Las citas de Jerez de la Frontera son por tanto las primeras para Andalucía.

Su diseño es variable, siendo su color de fondo entre gris y marrón dependiendo del ambiente y pudiendo presentar un número variable de líneas negras paralelas a lo largo del dorso y vientre (Fig.1). Llega a alcanzar los 30 cm de longitud. Suele ser de hábitos nocturnos y sólo aparece en superficie tras las lluvias, pudiendo localizarse el resto del tiempo bajo piedras, troncos y otros objetos que mantengan la humedad y les resguarden del sol. Se alimenta de caracoles, babosas y, sobre todo, lombrices de tierra (Winsor et al. 2004).

Si bien es hermafrodita, es muy raro encontrar cápsulas de huevos de esta especie, que suele reproducirse por fisión (Winsor 1983), como hemos tenido ocasión de comprobar en los jardines del Zoobotánico de Jerez, donde es frecuente encontrar sus fragmentos, pero no hemos podido hasta el momento detectar puestas.

Figura 1. *Bipalium kewense* (Foto: José Manuel Amarillo).

El 9 de marzo de 2014, otra planaria de 8 cm de longitud y 3 mm de anchura fue encontrada en el interior de un recinto del Zoobotánico de Jerez. Su morfología externa, con color pardo-liliáceo en el dorso, recorrido por una característica banda media de color crema, su vientre azulado y ojos agrupados en líneas simples a ambos lados de su extremo anterior, sugería que se trataba de la planaria azul invasora *Caenoplana coerulea*, Moseley, 1877 (Geoplanidae) (Fig. 2) , una especie nativa del E de Australia.

Como resultado de actividades humanas, ha sido introducida en Nueva Zelanda, Estados Unidos, Islas Norfolk (Australia) (Ogren 1989; Winsor 1998; Winsor et al. 2004), Argentina (Luis-Negrete et al. 2011) y Europa, donde tan sólo se ha registrado hasta la fecha en cuatro localidades: una en el Reino Unido (Jones 1998), otra en Francia (Ogren 1989) y dos en España: Gerona (Mateos et al. 2013) y Menorca (Breugelmans et al. 2012). Asimismo, varias fotografías de esta especie han sido tomadas en distintos lugares de España y pueden consultarse en la plataforma Biodiversidad Virtual: en Navarra, el 14 de marzo de 2010 (http://www.biodiversidadvirtual.org/insectarium/Caenoplana-coerulea.-mg116366.html), en Boadilla del Monte, Madrid, en Octubre de 2010 (http://www.biodiversidadvirtual.org/insectarium/Caenoplana-coerulea.-img299957.html) y la más reciente en Gerona, el 22 de Diciembre de 2011 (http://www.biodiversidadvirtual.org/insectarium/Caenoplana-coerulea-img293381.html).

Además de en el Zoobotánico de Jerez, hemos podido localizar a varios ejemplares de esta especie bajo macetas de dos viveros de la localidad de Chipiona: Rivera Garden (29S 732817 E 4069432 N) y Servijardín (29S 731295 E 4069193 N).

Aunque el impacto de *C. coerulea* sobre los invertebrados terrestres no se conoce, se ha citado alimentándose al menos sobre milpiés, cochinitas de la humedad, escarabajos, tijeretas, caracoles y lombrices de tierra (Olewine 1972; Barnwell 1978; Terrace &Baker 1994; Jones 2005; Winsor et al. 2004, Mateos et al. 2013). Un ejemplar se ha mantenido en cautividad durante varias semanas alimentándose exclusivamente de lombrices y en los ejemplares del Zoobotánico de Jerez hemos podido observar depredación sobre isópodos (en concreto sobre la abundante *Porcellio scaber*) (obs. pers.). Todo ello sugiere que es una especie muy polífaga, lo que podría facilitar su expansión por las nuevas áreas colonizadas.

Al igual que ocurre con otras planarias terrestres exóticas, su expansión en las áreas de reciente colonización está condicionada por la humedad (Fraser & Boag 1998), estando incluso su distribución en Australia, de donde procede, restringida a zonas con una alta humedad. Curiosamente, se ha realizado la predicción (Álvarez-Presas et al. 2014) de las zonas de distribución potencial de *C. caerulea* en la Península Ibérica basándose en datos de distribución y clima de Australia y los autores concluían que esta especie podía encontrar zonas con condiciones de temperatura y humedad idóneas en la mitad norte, siendo poco probable su establecimiento en la mitad sur peninsular. Es posible que las condiciones microclimáticas que se producen en viveros y jardines, con una alta humedad a lo largo de todo el año, permitan que esta y otras especies prosperen en estos ambientes en nuestra área, pero no sean capaces de sobrevivir en ambientes naturales.

Figura 2. *Caenoplana coerulea* (Foto: Íñigo Sánchez).

El 15 de octubre de 2014, tras un periodo de intensas lluvias, se pudo capturar a otro ejemplar de *B. kewense* en el Zoobotánico de Jerez, desplazándose sobre la hojarasca mojada del suelo. Tras esta observación, se procedió en los días siguientes a una búsqueda sistemática de planarias bajo macetas, troncos y piedras de este parque urbano, detectándose numerosos ejemplares de las dos especies ya mencionadas y encontrándose a otras dos especies más.

Kontikia ventrolineata (Dendy, 1892) (Geoplaninae) (Fig. 3), la más pequeña de las cuatro especies, raramente supera los 2 cm de longitud y 2-3 mm de anchura, con un cuerpo de circular a oval en su sección, estrechándose gradualmente en ambos extremos. Tiene un color de base pardo oscuro en todo el dorso con una línea media del mismo color flanqueada por dos estrechas bandas más claras. En la zona inferior de los flancos y zona ventral, de color blanquecino, presenta sendas líneas negras paralelas. En general los ejemplares observados fueron muy oscuros, casi negros, sin que se apreciara a simple vista el patrón de bandas indicado. Sus numerosos ojos están agrupados en líneas simples a ambos lados de su extremo anterior, como es característico de la subfamilia.

Se alimenta de cochinitas de la humedad y caracoles (Winsor et al. 2004), así como de lombrices (Álvarez-Presas et al. 2014).Es una especie originaria de Australia que ha sido accidentalmente introducida en Norteamérica, Sudáfrica y Nueva Zelanda (Jones et al. 1998) y en Europa, en Francia, Reino Unido y España (Noreña 2013). En España solo se había localizado hasta el momento un ejemplar en Granollers (Barcelona) el 10/12/12 (Álvarez-Presas et al. 2014). En el Zoobotánico de Jerez hemos podido localizar a más de un centenar de individuos bajo macetas y piedras.

Por último también se pudo comprobar la presencia de *Dolichoplana striata* Moseley, 1877 (Rhynchodeminae, Rhynchodemini) (Fig. 4) bajo macetas del Zoobotánico de Jerez. Esta especie puede llegar a alcanzar hasta 12 cm de longitud y es muy estrecha en relación a su longitud, no superando los 4 mm de anchura, con cuerpo aplanado y con el dorso de color ocre claro recorrido por 4 bandas oscuras paralelas (las dos centrales más finas, las laterales más anchas) y otras dos más difuminadas en la zona ventral. Ambos extremos son apuntados y próximo al extremo anterior presenta un par de ojos claramente visibles. Esta especie se alimenta de lombrices (Winsor et al. 2004).

Esta planaria de origen Indomalayo se había citado en EEUU (Hyman 1943) y en Europa en Irlanda, en un jardín botánico próximo a Dublín (Southern 1936). Recientemente se ha localizado un ejemplar en Bordils (Gerona) el 10 de diciembre de 2012 (Álvarez-Presas et al. 2014).

Además de en el Zoobotánico de Jerez, hemos podido localizar un ejemplar de 6 cm de longitud en el Vivero de Diputación de Cádiz ubicado en el Centro Experimental Agrícola y Ganadero de Jerez (29S 763326 E 4066187 N).

En cuanto a la abundancia relativa de las cuatro especies encontradas en el Zoobotánico de Jerez, la más frecuente fue con gran diferencia *K. ventrolineata*, de la que se observó a más de un centenar de ejemplares. La segunda especie más abundante fue *C. coerulea*, seguida por *B. kewense* y, finalmente, la más escasa, de la que tan sólo se encontraron una docena de ejemplares bajo varias macetas, fue *D. striata*.

Hasta la fecha, sólo se habían citado dos planarias exóticas en Andalucía. *Rhynchodemus* cf. *sylvaticus* en Benarmargosa (Málaga) en 2007 (Vila-Farré et al. 2011, citado inicialmente como *Platydemus* sp.; Álvarez-Presas et al. 2014) y *Obama* sp. en Cártama (Málaga) en 2014 (Álvarez-Presas et al. 2014).

Figura 3. *Dolichoplana striata* (Foto: José Manuel Amarillo).

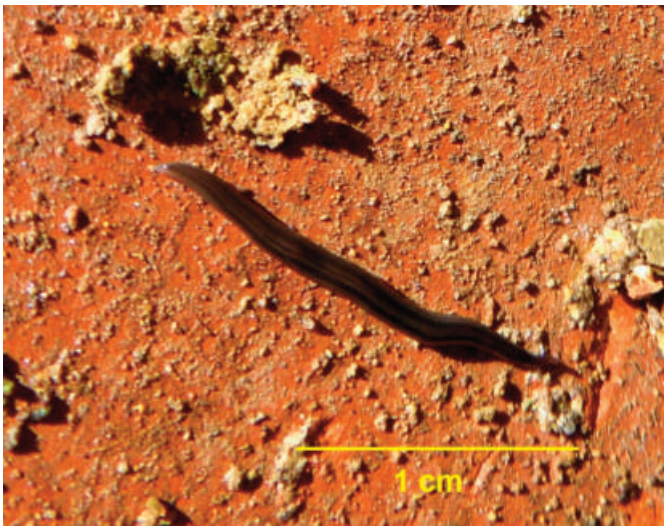

Figura 3. *Kontikia ventrolineata* (Foto: Íñigo Sánchez).

Discusión

Es sorprendente la abundancia y diversidad de especies de planarias exóticas encontrada en el Zoobotánico de Jerez, sólo superado en España por un vivero en Bordils (Gerona) donde se localizaron hasta 6 especies (Álvarez-Presas et al. 2014), pues este jardín jerezano recibe pocas plantas del exterior y no hay un trasiego de macetas comparable con el que pueda haber en un vivero comercial o de producción, aunque sin duda estas especies han llegado en macetas adquiridas en viveros y han encontrado aquí las condiciones idóneas para prosperar.

El transporte de plantas ornamentales en macetas es la principal vía de introducción de planarias terrestres exóticas en todo el mundo (Winsor et al. 2004). En las últimas décadas, el libre mercado y la globalización han hecho mucho más frecuente el trasiego de plantas de jardinería entre países y regiones. En nuestro región en particular, el boom urbanístico, que hizo que la demanda de plantas para jardinería creciera exponencialmente y la reducción de los costes de transporte y producción en el exterior, han llevado a la transformación del sector, siendo actualmente los viveros meros intermediarios que importan las plantas que venden al público desde otros lugares de España (especialmente Cataluña y Comunidad Valenciana) o, a menudo, del extranjero (Egipto, Kenia, Israel o Marruecos, son algunos de los principales países de importación), mientras que hace apenas dos décadas, la ma-yoría de las plantas que vendían era de producción local. Esto ha provocado la llegada de numerosas plagas de especies ornamentales (pueden verse algunos ejemplos locales en Sánchez 2008; Sánchez & Burckhardt 2009 o Sánchez 2012). Por todo lo anterior, el comercio de plantas ornamentales se ha convertido en una de las principales vías de entrada de especies exóticas (véase por ejemplo Dehnen-Schmutz et al. 2010), por lo que debería ser objeto de una mayor regulación y control por el impacto que éstas causan sobre los ecosistemas naturales y sobre la economía. En el grupo que nos ocupa por ejemplo, se detectó en Escocia un aparente des-censo de la producción agrícola una década después de la introducción de una planaria exótica debido a la reducción de las lombrices de tierra (Boag & Neilson 2006). De hecho, el potencial dañino de dos especies del género *Kontikia* (*K. ventrolineata* y *K. andersoni*) está reconocido en el Reino Unido, que incluye a estas especies en la Ley de Vida Silvestre de 1981 (Wildlife and Countryside Act 1981; Anexo 9), por lo que se prohíbe tanto su liberación como permitir su escape en el medio natural.

Por el momento, todo sugiere que estas planarias exóticas se encuentran confinadas en hábitats altamente humanizados como jardines o viveros, pero no se sabe si ello es debido a las especiales condiciones que se dan en estos lugares o a su baja velocidad de colonización de hábitats naturales (Ducey & Noce 1998). La presencia de estas planarias en dos extremos de la Península Ibérica donde han sido activamente buscadas sugieren que puedan estar ya ampliamente distribuidas por territorio ibérico, por lo que habrá que vigilar su expansión en el futuro y tomar medidas para evitar su dispersión, como la inmersión de macetas en agua caliente antes de su traslado, que se ha mostrado eficaz en la eliminación de estos organismos (Sugiura 2008). Pero sobre todo, se deberían endurecer las regulaciones que rigen el comercio de plantas vivas y sustratos dentro de la Comunidad Europea para evitar la entrada de estas y otras especies exóticas que viajan con ellas.

Agradecimientos

A José Manuel Soria Castaño, que detectó las primeras planarias exóticas en el Zoobotánico de Jerez y a José Manuel Amarillo, por su ayuda con las fotografías.

Bibliografía

Álvarez-Presas M, Mateos E, Tudó À, Jones H, Riutort M. 2014. Diversity of introduced terrestrial flatworms in the Iberian Peninsula: a cautionary tale. PeerJ2: e430.

Barnwell GM. 1978. Geoplana vaga, as sexually reproducing terrestrial planarian in San Antonio. The Southwest Naturalist 23:151–152.

Boag B, Neilson R. 2006. Impact of New Zealand flatworm on agriculture and wildlife in Scotland. En: Proceedings of crop protection in northern Britain conference, pp. 51–56.

Breugelmans K, Quintana Cardona J, Artois T, Jordaens K, Backeljau T. 2012. First report of the exotic blue land planarian, *Caenoplana coerulea* (Platyhelminthes, Geoplanidae), on Menorca (Balearic Islands, Spain). Zookeys 199: 91–105.

Dehnen-Schmutz K, Holdenrieder O, Jeger MJ, Pautasso M. 2010. Structural change in the international horticultural industry: some implications for plant health. Scientia Horticulturae 125: 1-15.

Ducey PK, Noce S. 1998. Successful invasion of New York State by the terrestrial flatworm, *Bipalium adventitium*. Northeastern Naturalist 5(3): 199-206.

Filella-Subirà E. 1983. Nota sobre la presencia de la planaria terrestre *Bipalium kewense* Mosoley, 1878 a Catalunya. Butlleti de la Institució Catalana d'Història Natural, 49:151.

Fraser PM, Boag B. 1998. The distribution of lumbricid earthworm communities in relation to flatworms: a comparison between New Zealand and Europe. Pedobiologia 42: 542-553.

Hyman LH. 1943. Endemic and exotic land planarians in the United States with a discussion of necessary changes in the

Rhynchodemidae. American Museum Novitates 1241: 1-21.

Jones HD. 1988. The status and distribution of British terrestrial planarians. Fortschritte der Zoologie/Progress in Zoology 36: 511-516.

Jones HD. 1998. The African and European land planarian fauna, with an identification guide for field workers in Europe. Pedobiologia 42:477-489.

Jones HD. 2005. British land flatworms. British Wildlife 16: 189-194.

Jones HD, Johns PM, Winsor L. 1998. The proposed synonymy of *Parakontikia ventrolineata* (Dendy, 1892) and *Kontikia mexicana* (Hyman, 1939): what is a penis papilla? Hydrobiologia 383: 91-96.

Jones, HD, Webster B L, Littlewood DTJ & Mcdonald JC. 2008. Molecular and morphological evidence for two new species of terrestrial planarians of the genus *Microplana* (Platyhelminthes; Turbellaria; Tricladida; Terricola) from Europe. Zootaxa 1945: 1-38.

Luís-Negrete LH, Brusa F & Winsor L. 2011. The blue land planarian *Caenoplana coerulea*, an invader in Argentina. Revista Mexicana de de Biodiversidad 82: 287-291.

Mateos E, Giribet G, Carranza S. 1998. Terrestrial planarians (Platyhelminthes, Tricladida, Terricola) from the Iberian Peninsula: first records of the family Rhynchodemidae, with the description of a new *Microplana* species. Contributions to Zoology 67: 267-276.

Mateos E, Cabrera C, Carranza S, Riutort M. 2009. Molecular analysis of the diversity of terrestrial planarians (Platyhelminthes, Tricladida, Continenticola) in the Iberian Peninsula. Zoologica Scripta 38(6): 637-649.

Mateos E, Tudó A, Alvarez-Presas M, Riutort M. 2013. Planàries terrestres exòtiques a la Garrotxa. Annals de la Delegació de la Garrotxa de la Inst. Cat. Hist. Nat. 6: 67-73.

Minelli A. 1977. A taxonomic review of the terrestrial planarians of Europe. Bolletino di Zoologia 44: 399-419.

Noreña C. 2013. Fauna Europaea: Platyhelminthes, Tricladida, Terricola. Fauna Europaea version 2.6.2 Accesible en: http://www.faunaeur.org. (acceso 20 Octubre 2014).

Ogren RE. 1989. Redescription and a new name for the blue land planarian *Geoplana vaga* Hyman now considered conspecific with *Caenoplana coerulea* Moseley from Australia (Turbellaria: Tricladida: Geoplanidae). Journal of the Pennsylvania Academy of Sciences 63: 135-142.

Olewine DA. 1972. Further observations on the land planarians, *Bipalium kewense* and *Geoplana vaga* (Turbellaria: Tricladida: Terricola). Bulletin of the Association for Southeastern Biologists 19: 88.

Sánchez I. 2008. Primera cita de *Platycorypha nigrivirga* Burckhardt, 1987 (Hemiptera: Psyllidae) para Europa Continental. Bol. SEA 43: 445-446.

Sánchez I. 2012. Primeras citas de *Macrohomotoma gladiata* (Hemiptera: Psylidae) en Andalucía. Bol. SEA 50: 533-534.

Sánchez I, Burckhardt D. 2009. First record of *Acizzia jamatonica* (Kuwayama, 1908) (Hemiptera: Psylloidea) for the Iberian Peninsula. Bol. SEA 45: 525-526.

Santoro G & Jones HD. 2001. Comparison of the earthworm population of a garden garden infested with the Australian land flatworm (*Australoplana sanguinea alba*) with that of a non-infested garden. Pedobiologia 45: 313-328.

Southern R. 1936. Turbellaria of Ireland. Proceedings R. Irish Acad. 43 (B), pp. 43-72.

Sugiura S. 2008. Hot water tolerance of soil animals: utility of hot water immersions for biological invasions of soil animals. Applied Entomology and Zoology 43: 207-212.

Terrace TE, Baker GH. 1994. The blue land planarian, *Caenoplana coerulea* Moseley (Tricladida: Geoplanidae), a predator of *Ommatoiulus moreleti* (Lucas) (Diplopoda: Julidae) in South Australia. Australian Journal of Entomology 33: 371-372.

Vila-Farré M, Sluys R, Mateos E, Jones HD, Romero R. 2011. Land planarians (Platyhelminthes: Tricladida: Geoplanidae) from the Iberian Peninsula: new records and description of two new species, with a discussion on ecology. Journal of Natural History 45(15–16): 869–891.

Winsor L. 1983. A revision of the cosmopolitan land planarian *Bipalium kewense* Moseley, 1878 (Turbellaria: Tricladida: Terricola). Zoological Journal of the Linnean Society 79: 61-100.

Winsor L. 1998. The Australian terrestrial flatworm fauna (Tricladida: Terricola). Pedobiologia 42: 457-463

Winsor L, Johns PM, Yeates GW. 1998. Introduction, and ecological and systematic background, to the Terricola (Tricladida). Pedobiologia 42: 389-404.

Winsor L, Johns PM, Barker GM. 2004. Terrestrial planarians (Platyhelminthes: Tricladida: Terricola) predaceous on terrestrial gastropods. En: Barker GM, ed. Natural enemies of terrestrial molluscs. London: CAB International, pp. 227-278.

Artículo

ANFIBIOS DEL LITORAL ATLÁNTICO DE LA PROVINCIA DE CÁDIZ: DISTRIBUCIÓN REPRODUCTIVA, ESTADO DE CONSERVACIÓN Y LOCALIDADES DE MAYOR INTERÉS PARA SU CONSERVACIÓN

José María Torres[1]*, Ignacio Hernández[2], Ricardo Reques[3]

[1]*C/Acacias, 10 Dpdo. 1ºA, 11007 - Cádiz.*
[2]*Departamento de Biología, Universidad de Cádiz, Pol. Río San Pedro s/n, 11510 - Puerto Real (Cádiz).*
[3]*Departamento de Ecología Evolutiva, Estación Biológica de Doñana, Sevilla, España.*

Recibido: 21 de agosto de 2014. Aceptado (versión revisada): 8 de diciembre de 2014. Publicado en línea: 18 de diciembre de 2014.

Palabras claves: anfibios, conservación, distribución, litoral atlántico, Cádiz, cuadrículas prioritarias.
Keywords: amphibians, conservation, distribution, Atlantic coast, Cádiz, priority grids.

Resumen

*Durante los años hidrológicos 2006/07, 2007/08 y 2008/09 se llevó a cabo una intensa prospección de los medios acuáticos naturales y artificiales que sirven de hábitats reproductivos para los anfibios en el litoral atlántico de la provincia de Cádiz. A partir de los datos obtenidos y utilizando una escala 1 x 1 Km, se determinó la distribución actual de cada una de las especies, con especial atención a las especies endémicas de Andalucía, clasificándolas según su riesgo de extinción e identificando las cuadrículas UTM 1 x 1 km de mayor interés para la conservación de los anfibios. En el área de estudio la especie con distribución reproductiva más extensa fue el sapillo moteado ibérico (Pelodytes idericus). El tritón pigmeo (*Triturus pygmaeus*) presentó el mayor riesgo de extinción en el área de estudio, combinando una distribución restringida con el uso de una limitada variedad de hábitats reproductivos y un periodo larvario moderadamente prolongado. Por el contrario, la rana verde ibérica (*Pelophylax perezi*), la ranita meridional (*Hyla meridionalis*) y el sapo de espuelas (*Pelobates cultripes*) presentaron el menor riesgo de extinción. Por último, se identificaron tres cuadrículas UTM 1 x 1 km de especial interés para la conservación de anfibios: 29SQA5731, 29SQA6709 y 29SQA4858. La fragmentación de las poblaciones de anfibios existentes en el área de estudio se ha convertido en el principal problema para su conservación.*

Abstract

*During the hydrological years 2006/07, 2007/08 and 2008/09, in the Atlantic littoral of Cadiz province, a thorough research of natural and artificial aquatic environments where amphibians reproduced was carried out. From the data obtained, and using a scale 1 x 1 km, the distribution of current species was determined, paying special interest to the endemic species of Andalucía, sorting them based on the risk of becoming extinct, and identifying the grids where amphibians could be better preserved. In the study area, the Iberian paisley frog (Pelodytes ibericus) showed the highest reproductive extension. The Pygmy marbled newt (*Triturus pygmaeus*) presented the greatest risk of becoming extinct in the area of study. This species combined a restricted distribution, the use of few reproductive habitats and a moderately extended larval period. By contrast, the Iberian green frog (*Pelophylax perezi*), the Stripeless treefrog (*Hyla meridionalis*) and the Western spadefoot toad (*Pelobates cultripes*) showed the lowest risk of extinction among the species analysed. To conclude, three grids UTM 1 x 1 Km were identified as special interest for amphibian preservation: 29SQA5731, 29SQA6709, and 29SQA4858. The fragmentation is among the largest threat over amphibian populations in the area of study.*

Introducción

En las últimas décadas, el paisaje de la costa atlántica de Andalucía ha sufrido el impacto de los intensos cambios de uso del suelo, de manera similar a muchas otras áreas mediterráneas (Symeonakis et al. 2007). Las causas de estos cambios en el área mediterránea se encuentran en los grandes proyectos turísticos, la agricultura a gran escala y el desarrollo de las áreas urbanas (Antrop 1993). En el caso particular de la costa atlántica de la provincia de Cádiz, los factores que han influido en los cambios de uso del suelo en los últimos 50 años han sido el crecimiento de la población, la concentración del turismo en masa en la franja costera, el desarrollo de las infraestructuras viarias y el cambio de los cultivos tradicionales de secano por otros de regadío o de invernadero (Jordán et al. 2008). Como consecuencia de los cambios de uso del suelo, se ha incrementado la pérdida de los humedales costeros que utilizan los anfibios para la reproducción (Reques 2005) y la fragmentación del hábitat, que se consideran como las mayo-

*Autor para correspondencia. Email: jmtorrescastillo@hotmail.com

res amenazas para las poblaciones de anfibios a nivel mundial (Houlahan y Findlay 2003; Cushman 2006).

Estudios previos sobre Anfibios y Reptiles de la provincia de Cádiz (Blanco et al. 1995), cuyos resultados se representaron en mapas de distribución con cuadrículas UTM 10x10 Km, apreciaron un descenso en las poblaciones de algunas de las especies de anfibios como el tritón pigmeo (*Triturus pygmaeus*), el sapo común (*Bufo bufo*), el sapo corredor (*Bufo calamita*) y la ranita meridional (*Hyla meridionalis*), que se relacionó con las actividades humanas. En trabajos más recientes, dentro del campo de la conservación de anfibios, se señala la necesidad de diseñar programas de conservación activa con el fin de preservar humedales de elevado valor biológico en la provincia de Cádiz, por ser lugares de reproducción de poblaciones de anfibios endémicos (Reques 2002, 2004).

Dado que la distribución de anfibios en el litoral atlántico de la provincia de Cádiz no ha sido objeto de estudio específico en el pasado, sino que siempre formó parte de estudios más amplios que abarcaron la totalidad de la provincia (Busack, 1977; Busack y Jaksic, 1982; Blanco, et al., 1995; Reques, 2002; Reques, 2004), y que este espacio litoral está sufriendo en la actualidad una rápida transformación que amenaza la existencia de las últimas poblaciones, los objetivos del presente estudio han sido conocer la distribución actual y el estado de conservación de las diferentes especies de anfibios e identificar las cuadrículas UTM 1 x 1 km de mayor interés del área de estudio para este grupo de vertebrados.

Material y métodos

Área de estudio

El área objeto de estudio abarca 83 Km de la franja litoral de la costa atlántica de la provincia de Cádiz, extendiéndose con una anchura variable desde la desembocadura del río Guadalquivir en Sanlúcar de Barrameda (36o 47’ N; 6o 21’ O), hasta el arroyo de la Zarzuela (36o 9’ N; 5o 48’ O), en el término municipal de Tarifa (figura 1). Desde el punto de vista biogeográfico, el área de estudio constituye un conjunto original, pues es considerada como una de las tres áreas biogeográficas de la provincia de Cádiz junto a la campiña y a la serranía, siendo denominada como “litoral” (Busack y Jaksic 1982) o como “llanuras litorales y campiñas atlánticas” (Gutiérrez et al. 1991; Mateo et al. 2003) y reconocida, además, como una Comarca Natural de vegetación de Andalucía Occidental (Valdés et al. 1987).

El límite físico de los muestreos tierra adentro se situó en las principales vías de comunicación que corren paralelas a la costa. Estas vías de comunicación marcarían el límite del espacio litoral de mayor presión humana, alrededor de los 5 Km de promedio desde la línea de costa y que, según Villar (2011), es apto para explicar el proceso de urbanización vinculado al litoral de Andalucía.

El clima de la zona es de tipo mediterráneo con influencias oceánicas (Capel 2000), con veranos secos y cálidos e inviernos suaves y con máximos pluviométricos en los meses de noviembre diciembre y enero.

La vegetación potencial pertenece a la Región Mediterránea, Subprovincia Gaditano-Algarviense y Sector Gaditano-Costero Onubense (Bejarano 1997). La vegetación debería estar dominada por el alcornocal sobre dunas costeras (*Oleo-Quercetum suberis* S.), pero éste ha desaparecido debido al uso intensivo que se ha realizado del suelo para usos agrícolas desde la antigüedad (Mateo 2003). En la actualidad, el paisaje es predominantemente abierto, con dominio del cultivo extensivo de los cereales de invierno, principalmente trigo y de los cultivos de regadío como el algodón. El pino piñonero (*Pinus pinea* L.) es la especie arbórea que caracteriza el paisaje forestal en el litoral de la provincia de Cádiz. Creados desde principios del siglo XX como bosques protectores contra la erosión eólica y la fijación de dunas, actualmente son bosques naturalizados en evolución con presencia de enebrales y sabinares , con un rico matorral mediterráneo acompañante y una flora asociada de gran diversidad (Cueto 2001). En las marismas la vegetación está dominada por comunidades halófilas con quenopodiáceas subarbustivas crasas (*Arthrocnemun macrostachyum*, *Suaeda vera* y *Sarcocornia* sp.) (García de Lomas et al. 2008).

Recogida de datos

Durante los años hidrológicos 2006/07, 2007/08 y 2008/09 se llevaron a cabo 396 muestreos de larvas de anfibios, para un total de 108 medios acuáticos localizados dentro de 69 cuadrículas de 1 x 1 km pertenecientes al área de estudio (Fig. 1). Se muestrearon los cuerpos de agua más representativos tanto naturales (lagunas, charcas estacionales, encharcamientos y arroyos), como artificiales (canteras, cunetas de carretera, canales de riego, piscinas y albercas) que podían servir como hábitats reproductivos para los anfibios. El esfuerzo de muestreo no fue homogéneo en todo el territorio, pues tampoco lo fue la disponibilidad de hábitats acuáticos para los anfibios en la zona prospectada.

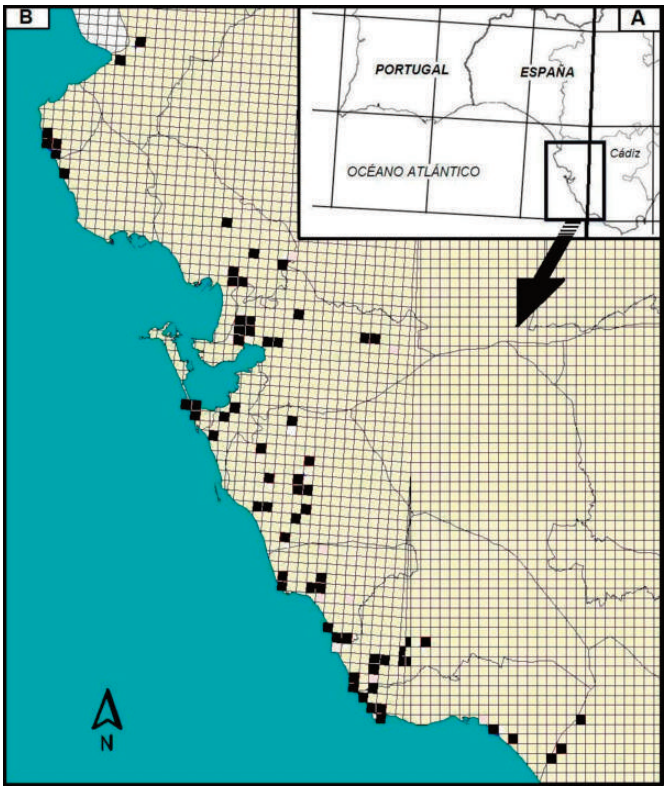

Figura 1. A) Mapa del suroeste de la península Ibérica dividido en cuadrículas UTM 100 x 100 Km y localización del área de estudio. B) mapa del área de estudio dividido en cuadrículas UTM 1 x 1 Km. En negro se señalan las 69 cuadrículas muestreadas.

Para la captura de larvas se utilizó una red de mano, de brazo extensible, con forma de triángulo equilátero de 34 cm de lado y 2 mm de luz de malla. En los cuerpos de agua de mayor superficie se muestrearon todos los microhábitats existentes. Una vez determinadas, las larvas se devolvían inmediatamente al medio. Para ser más exhaustivos, los muestreos de larvas se completaron con prospecciones visuales para la detección de huevos, juveniles y metamórficos que sirvieron para confirmar la reproducción de las correspondientes especies en dichos medios.

Se estimó el número de especies reproductoras de cada cuadrícula UTM 1 x 1 Km considerando todas las especies detectadas al menos una vez en las diferentes campañas de muestreo.

Evaluación del riesgo de extinción de cada especie

Para la evaluación del riesgo de extinción de cada una de las especies de anfibios presentes en el área de estudio se llevó a cabo una adaptación de la metodología utilizada por Andreone y Luiselli (2000), Filippi y Luiselli (2000) y Egea-Serrano et al. (2006). El método se basa en la estima de siete variables previas relacionadas con la taxonomía, la biología, la distribución y la ecología de las especies de anfibios presentes en el área de estudio. Los valores más altos asignados a cada variable asumen mayor influencia en su riesgo de extinción.

Las variables consideradas, sus categorías y las razones por las que se les asignó la puntuación, son las siguientes:

Presencia reproductiva de la especie en el área de estudio (PA): La puntuación asignada a cada especie se basó en la proporción de cuadrículas 1x1 Km en la que se comprobó su reproducción, sobre el total de 69 muestreadas. De este modo, se establecieron cuatro categorías ordenadas de más alta presencia a más baja: 0. Reproducción en > 30% de las cuadrículas muestreadas; 1. Reproducción en 15-30%; 2. Reproducción en 5-15%; 3. Reproducción en < 5%.

Hábitat reproductor (HR): Los hábitats reproductores se clasificaron en medios naturales (charcas efímeras, charcas temporales de mediana duración, lagunas temporales de larga duración y arroyos) y artificiales (piscinas y albercas, cunetas de carretera, canales de riego y canteras). La puntuación asignada a cada especie fue inversa al número de hábitats reproductores utilizados para la reproducción. Se presupone que a mayor plasticidad reproductora, mayores posibilidades de soportar una posible pérdida de algunos de los hábitats por diferentes impactos naturales o humanos. De esta forma, la puntuación asignada fue: 0. Especies que utilizan al menos 5 tipos de hábitats reproductivos. 1. Especies que utilizan 3 o 4 tipos; 2. Especies que utilizan hasta 2 tipos de hábitats reproductivos.

Número de huevos (NH): Se asignaron las siguientes puntuaciones en función del número de huevos en la freza: 0. > 2000; 1. 1000-2000; 2. 500-1000; 3. < 500. La valoración se basó en la suposición de que las especies que presentan mayor fertilidad pueden recuperarse mejor tras una alteración del hábitat (Egea-Serrano et al. 2006).

Duración del período de desarrollo larvario (PL): 0. < 60 días; 1. entre 60 y 90 días; 2. entre 91 y 120 días; 3. entre 121 y 180 días. Se supuso que las especies con un período larvario prolongado están expuestas, durante un mayor período de tiempo, a determinados impactos como la desecación del humedal, la alteración de la calidad del agua o la depredación de las larvas, antes de la culminación del desarrollo larvario. Aunque la duración del período larvario puede ser plástico para la mayoría de las especies, se tomaron los valores medios presentes en la bibliografía consultada (ver tabla 1).

Longevidad (L). 0. >15 años; 1. 11-15 años; 2. 6-10 años. La valoración se basó en suponer que cuanto más larga es la vida del individuo, más posibilidades tiene de dejar descendencia, incluso si no se dan las condiciones climatológicas adecuadas durante varios años. La longevidad adjudicada a cada especie se basó en los datos existentes en la bibliografía consultada (ver tabla 1).

Adaptabilidad a ambientes alterados (AA): La puntuación varió de 0 a 2 teniendo en cuenta la capacidad de las especies para reproducirse en ambientes alterados: 0. Especies muy adaptables (pueden efectuar la reproducción en medios acuáticos artificiales o muy alterados); 1. Especies adaptables (pueden efectuar la reproducción en medios moderadamente alterados); 2. Especies escasamente adaptables (se reproducen preferentemente en medios acuáticos bien conservados. En un espacio cada vez más alterado por los impactos humanos, las especies más plásticas y adaptables tendrán mayor posibilidad de persistir en la zona a largo plazo. La puntuación asignada a

Tabla 1. Referencias utilizadas para decidir las puntuaciones de las especies de anfibios estudiadas para cada factor de riesgo: PA. Presencia en el área de estudio; HR. Hábitat reproductor; NH. Número de huevos; PL. Duración del período de desarrollo larvario; L. Longevidad; AA. Adaptabilidad a ambientes alterados; ET. Exclusividad taxonómica; 1. García París et al (2004); 2. Barbadillo et al (1999); 3. Reques R (2000); 4. Marangoni F y Tejedo M (2006); 5. Experiencia de los autores. 6. Campañas de muestreos 2006/09.

Especies	PA	HR	NH	PL	L	AA	ET
Pleurodeles waltl	6	6	1	1	3	1, 5, 6	1
Triturus pygmaeus	6	6	1	1	1	1, 5, 6	1
Discoglossus jeanneae	6	6	3	3, 2	3	1, 5, 6	1
Pelobates cultripes	6	6	4, 1	1	3	1, 5, 6	1
Pelodytes ibericus	6	6	1, 3	3	2	1, 5, 6	1
Bufo bufo	6	6	1, 2	1	1, 2	1, 5, 6	1
Bufo calamita	6	6	4, 3, 1	3, 1	3	1, 5, 6	1
Hyla meridionalis	6	6	1	3, 1	2	1, 5, 6	1
Pelophylax perezi	6	6	1	3, 1	1, 2,3	1, 5, 6	1

Tabla 2. Puntuaciones de las variables independientes que se considera que afectan a la supervivencia de las especies de anfibios del litoral atlántico de la provincia de Cádiz. Abreviaturas como en la Tabla 1.

Especies	PA	HR	NH	PL	L	AA	ET
Pleurodeles waltl	0	1	2	2	0	0	2
Triturus pygmaeus	3	2	3	2	2	3	1
Discoglossus jeanneae	2	1	1	0	2	1	1
Pelobates cultripes	0	1	0	3	1	1	3
Pelodytes ibericus	0	0	2	1	2	0	3
Bufo bufo	3	2	0	1	0	1	0
Bufo calamita	2	2	0	0	2	2	0
Hyla meridionalis	1	1	1	1	2	0	0
Pelophylax perezi	0	0	0	0	2	0	0

cada especie se decidió a partir de los datos existentes en la bibliografía consultada y en las observaciones realizadas por los autores en la zona de estudio (tabla 1).

Exclusividad taxonómica (ET). Este elemento se evaluó de 0 a 3 según el siguiente criterio: 0. Especies pertenecientes a una familia politípica con varios géneros, y más de 10 especies pertenecientes a ese mismo género. 1. Especies pertenecientes a una familia politípica con varios géneros, y entre 4 y 10 especies pertenecientes a ese mismo género. 2. Especies pertenecientes a una familia politípica con varios géneros, y menos de 4 especies pertenecientes a ese mismo género. 3. Especies pertenecientes a una familia monotípica formada por un solo género.

Se asumió que las especies representantes de una familia monotípica con un solo género tienen más importancia desde el punto de vista de la conservación que las familias politípicas que constan de varios géneros.

Con la matriz de puntuaciones asignada a cada especie se realizó un análisis multifactorial (análisis de correspondencias múltiples; ACM) utilizando el paquete estadístico SPSS 19 para Windows (Pérez 2005).

El riesgo de Extinción (RE) de cada especie se obtuvo a partir de la ordenación obtenida en las dos primeras dimensiones extraídas del ACM, que se clasificaron en cuatro categorías: 4. Especies que mostraron valores positivos para ambas dimensiones (alto riesgo de extinción); 3. Especies que mostraron valores positivos para la dimensión 1 y valores negativos para la dimensión 2 (riesgo de extinción medio-alto); 2. Especies que mostraron valores negativos para la dimensión 1 y valores positivos para la dimensión 2 (riesgo de extinción medio-bajo); 1. Especies que mostraron valores negativos para ambas dimensiones (bajo riesgo de extinción).

Considerando el número de especies por cuadrícula y el riesgo de extinción (RE) previamente calculado para cada especie en el ACM, se calculó un índice de valor biológico (IVB) para cada cuadrícula UTM 1x1 Km según la expresión: $\sum RE_i + Nºspp_j$. En esta ecuación RE_i representa el riesgo de extinción para las especies *i* calculado mediante el análisis multifactorial y Nº spp_j es el número de especies presentes en la cuadrícula *j*. A partir de los valores del IVB obtenidos en cada cuadrícula se establecieron las zonas prioritarias de conservación en el área de estudio para el grupo de los anfibios.

Resultados

Distribución reproductiva de las especies de anfibios.

En el área de estudio se comprobó la reproducción de 9 de las 10 especies de anfibios que se han descrito para la provincia de Cádiz (Blanco et al., 1995; Reques, 2004). No se registró la presencia de la salamandra común (*Salamandra salamandra*). Los mapas de distribución con las cuadrículas 1 x 1 km donde se comprobó la reproducción de cada especie se encuentran en la figura 2. Los medios acuáticos utilizados se encuentran en la tabla 3.

En función de su extensión reproductiva, basada en el porcentaje de cuadrículas 1 x 1 Km donde se detectó la presencia de larvas, huevos o metamórficos de cada especie, las 9 especies se clasificaron en cuatro grupos. El sapillo moteado ibérico (*Pelodytes ibericus* Sánchez-Herráiz, Barbadillo, Machordom y Sanchiz, 2000), el gallipato (*Pleurodeles waltl* Michahelles, 1830), la rana verde ibérica (*Pelophylax perezi* López Seoane, 1885) y el sapo de espuelas (*Pelobates cultripes* Cuvier, 1829) formaron el grupo de las especies de más amplia distribución reproductiva, pues se reprodujeron en una proporción de cuadrículas superior al 30%. Con menor extensión reproductiva, aunque ampliamente distribuida en la zona, la ranita meridional (*Hyla meridionalis* Boettger, 1874) se reprodujo en el 22% de las cuadrículas muestreadas. Un grupo de especies menos abundantes lo forman el sapillo pintojo meridional (*Discoglossus jeanneae* Busack, 1986) y el sapo corredor (*Bufo calamita* Laurenti, 1768), cuyas larvas se detectaron en un porcentaje de cuadrículas comprendido entre el 10% y el 12%. Finalmente, y como especies escasas o raras en la zona, el tritón pigmeo (*Triturus pygmaeus* Wolterstorff, 1905) y el sapo común (*Bufo bufo* Linnaeus 1758) no alcanzaron el 5 % de presencia reproductiva.

De manera resumida, las especies de anfibios del litoral gaditano cumplen las siguientes características relativas a su distribución reproductiva y a los medios acuáticos utilizados:

Pleurodeles waltl. Especie asociada preferentemente a charcas de mediana duración, que representaron el 71% de los cuerpos de agua utilizados. En algo más del 60% de los medios acuáticos sus larvas se encontraron en simpatría con las de *Pelobates cultripes*.

Triturus pygmaeus. Especie escasa en el área de estudio, con

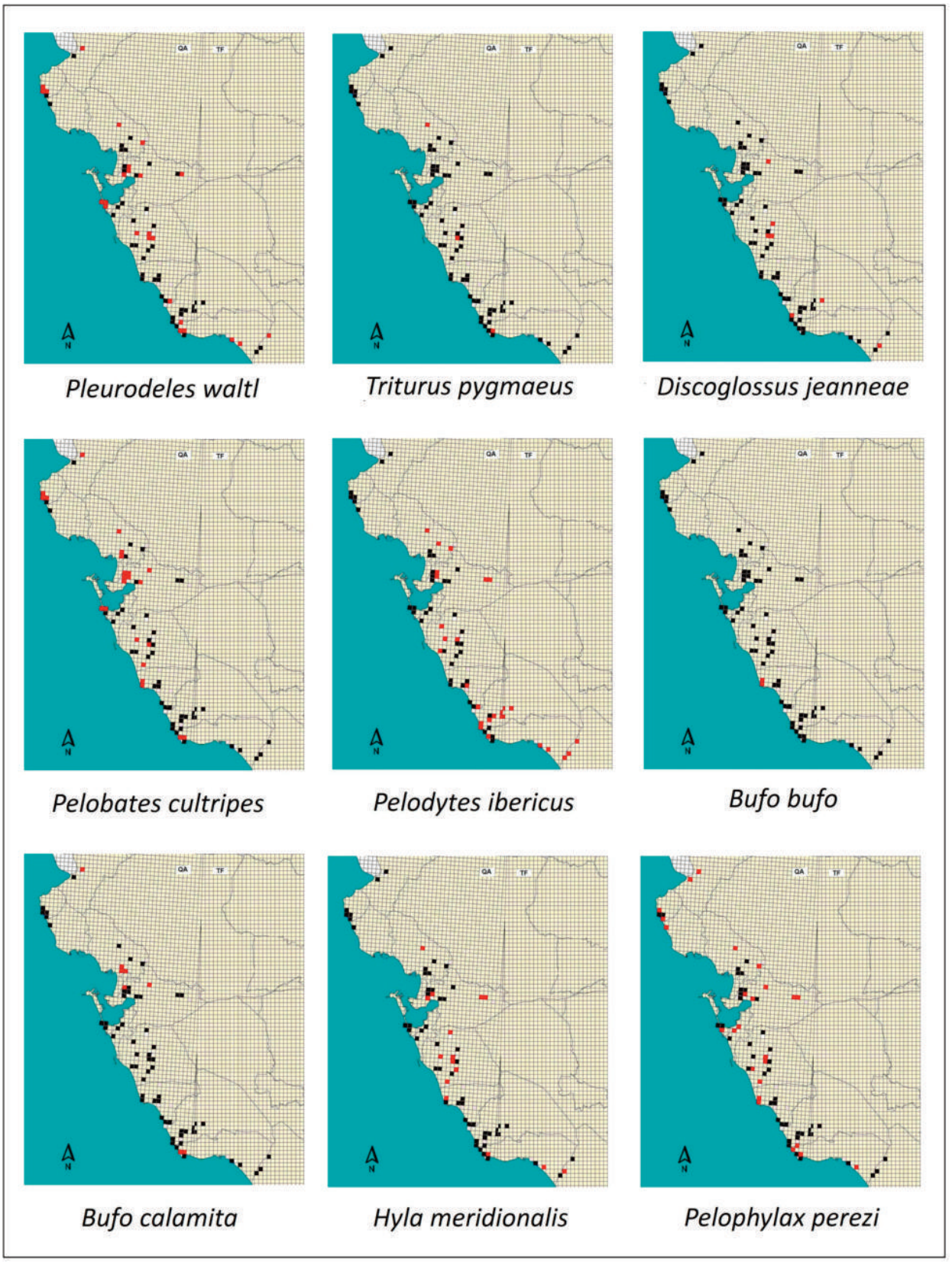

Figura 2. Distribución reproductiva de cada una de las especies de anfibios del litoral atlántico de la provincia de Cádiz. Cuadrículas 1 x 1 Km. En rojo se indica la presencia reproductiva de cada especie. En negro se señalan las cuadrículas muestreadas en las que no se detectó la reproducción de la especie.

poblaciones aisladas, que fueron localizadas exclusivamente en lagunas temporales de larga duración con vegetación bien conservada como La Juncosa y La Paja, y en las charcas de mediana y larga duración de Cabo de Trafalgar.

Discoglossus jeanneae. La presencia de la especie fue escasa en el área de estudio, con poblaciones aisladas. Utilizó toda la variedad de medios acuáticos naturales presentes en el área de estudio.

Pelobates cultripes. Ampliamente distribuida dentro del área de estudio. Utiliza con preferencia charcas de mediana duración (74%) asociadas normalmente a arenales costeros. En el 50% de los medios acuáticos donde efectuó la reproducción coincidió con *Pleurodeles waltl*.

Pelodytes ibericus. Fue la especie que llevó a cabo la reproducción en un mayor número de cuadrículas (28), asociada principalmente a charcas efímeras y de mediana duración (69%), aunque utiliza un amplio abanico de medios reproductivos como lagunas temporales de larga duración, arroyos y cunetas de carretera. No se detectó en las cuadrículas situadas en el norte del área de estudio. Los medios acuáticos con presencia de esta especie se encontraron situados en paisajes abiertos, de baja cobertura vegetal, preferentemente en áreas de agricultura de cereales de invierno, algodón o maíz, o en marismas. No compartió el medio reproductivo con ninguna otra especie en el 52% de los casos.

Bufo bufo. Se trata de una especie rara en la zona de estudio, pues sólo se le detectó en dos cuadrículas contiguas situadas en el término municipal de Conil de la Frontera coincidiendo con el curso de río Roche.

Bufo calamita. Especie escasa y con poblaciones fraccionadas en el área de estudio. Su distribución estuvo restringida a varias cuadrículas al norte de la bahía de Cádiz y a dos cuadrículas en cabo de Trafalgar. Medra únicamente en charcas efímeras (57%) y temporales de mediana duración (43%).

Hyla meridionalis. Especie ampliamente distribuida alrededor de la bahía de Cádiz y hacia el sur de la zona de estudio. Utiliza una amplia gama de medios acuáticos reproductivos que se caracterizaron por poseer una importante cobertura de plantas acuáticas emergentes. La mitad de los medios acuáticos utilizados correspondieron a charcas temporales de mediana duración. En un 10% de los casos utilizó piscinas pertenecientes a urbanizaciones con extensas zonas ajardinadas.

Pelophylax perezi. A su amplia distribución en todo el área de estudio, se añade una amplia gama de medios acuáticos reproductivos, tanto naturales como artificiales. Sólo faltó en medios efímeros.

Riesgo de extinción local de las especies de anfibios.

La tabla 4 presenta las puntuaciones de cada variable en cada una de las dos dimensiones extraídas en el análisis de correspondencias múltiples (ACM), que indican la influencia de cada variable en la ordenación obtenida.

En la dimensión 1 todas las variables, a excepción de las variables duración del período larvario (PL) y longevidad (L), presentan buenos valores de discriminación y una elevada consistencia interna, por lo que todas ellas contribuyen a definirla. En la dimensión 2 las variables discriminan en general en menor medida, a excepción de las variables número de huevos (NH) y duración del período larvario (PL) que presentan los mayores valores de discriminación para esta dimensión. Considerando los valores obtenidos por las variables en las dos dimensiones, la variable hábitat reproductor (HR) combina un elevado valor para la dimensión 1 con el menor valor para la dimensión 2, lo que implica que es la principal variable que ordena a las especies en el eje horizontal. Por su parte, la variable duración del período larvario (PL) combina el mayor valor para la dimensión 2 con uno de los menores valores para la dimensión 1 siendo, por lo tanto, la principal variable que ordena a las especies a lo largo del eje vertical.

Los resultados obtenidos por el ACM permiten clasificar las especies en cuatro grupos según su riesgo de extinción en el área de estudio (Figura 3), que se convierte así en una nueva variable. Las puntuaciones de cada especie para el riesgo de extinción (RE) se presentan en la tabla 5.

Tabla 3. Tipología y número de medios reproductivos utilizados por cada especie. Entre paréntesis se indica el número de medios prospectados de cada tipología.

	Pleurodeles waltl	*Triturus pygmaeus*	*Discoglossus jeanneae*	*Pelobates cultripes*	*Pelodytes ibericus*	*Bufo bufo*	*Bufo calamita*	*Hyla meridionalis*	*Pelophylax perezi*
Medios naturales									
Charcas efímeras (21)	0	0	2	0	12	0	8	0	0
Charcas temporales de mediana duración (41)	22	2	1	24	13	0	6	10	4
Lagunas temporales de larga duración (11)	5	3	1	5	2	0	0	6	5
Arroyos (19)	3	0	3	4	7	5	0	2	9
Medios artificiales									
Piscinas y albercas (3)	1	0	0	1	0	0	0	2	1
Cunetas de carreteras (2)	0	0	0	0	2	0	0	0	0
Canales de desagüe o de riego (7)	0	0	0	0	0	0	0	0	7
Canteras (4)	0	0	0	0	0	0	0	0	1

Tabla 4. Puntuaciones de las variables independientes para las dos dimensiones extraídas del análisis de correspondencias múltiples.

Variables	Dimensión 1 (Varianza=0,59)	Dimensión 2 (Varianza=0,50)
Presencia en el área de estudio (PA)	0,775	0,565
Hábitat reproductivo (HR)	0,602	0,007
Número de huevos (NH)	0,708	0,746
Duración del período larvario (PL)	0,358	0,848
Longevidad (L)	0,228	0,220
Adaptabilidad a ambientes alterados (AA)	0,753	0,547
Exclusividad taxonómica (ET)	0,728	0,553

Tabla 5. Puntuaciones de las especies de anfibios presentes en el litoral atlántico de la provincia de Cádiz para la variable riesgo de extinción (RE).

Especies	RE
Pleurodeles waltl	2
Triturus pygmaeus	4
Discoglossus jeanneae	3
Pelobates cultripes	1
Pelodytes ibericus	2
Bufo bufo	3
Bufo calamita	3
Hyla meridionalis	1
Pelophylax perezi	1

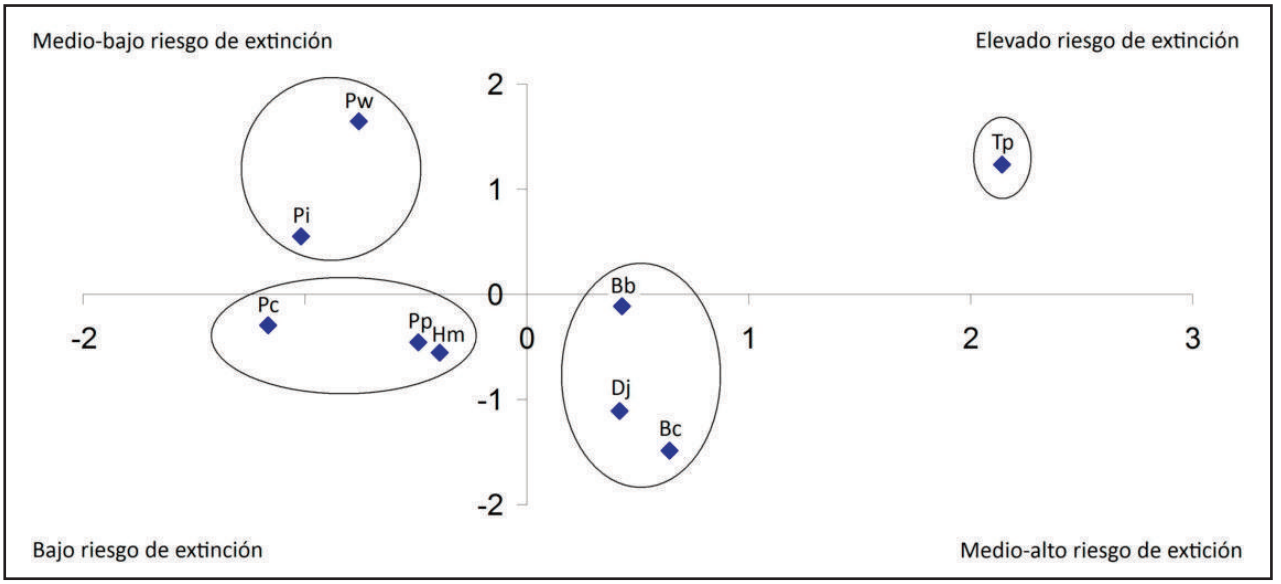

Figura 3. Representación de las puntuaciones de cada especie para las dos dimensiones extraídas por el análisis de correspondencias múltiple. Los grupos de especies de anfibios se identifican en función de su riesgo de extinción (RE). Especies: *Pleurodeles waltl* (Pw), *Triturus pygmaeus* (Tp), *Discoglossus jeanneae* (Dj), *Pelobates cultripes* (Pc), *Pelodytes ibericus* (Pi), *Bufo bufo* (Bb), *Bufo calamita* (Bc), *Hyla meridionalis* (Hm) y *Pelophylax perezi* (Pp).

Cuadrículas de mayor importancia para la conservación de anfibios.

El número máximo de especies reproductoras por cuadrícula fue de 6, y el mínimo de 0. Cada cuadrícula obtuvo una puntuación de índice de valor biológico que reflejó, a escala local, la importancia relativa de cada una de ellas para la conservación del grupo de anfibios en el espacio estudiado (Figura 4). Las cuadrículas UTM 1 x 1 Km que alcanzaron índices de valor biológico superiores al percentil 85 (puntuaciones igual o superiores a 10), se consideraron cuadrículas de conservación prioritaria. El número de cuadrículas que cumplió este requisito fue de 12, lo que representó el 17,4% de la superficie muestreada.

Tres cuadrículas alcanzaron las mayores puntuaciones del índice de valor biológico: 29SQA4858 llegó a los 17 puntos, mientras que 29SQA6709 y 29SQA5731 alcanzaron ambas los 18 puntos.

Discusión

El presente estudio muestra la distribución de los anfibios en el litoral atlántico de la provincia de Cádiz y los principales factores que amenazan la supervivencia de sus poblaciones.

Los resultados obtenidos permiten establecer cuatro categorías de especies según el riesgo de extinción al que se encuentran expuestas. La especie que presenta un mayor riesgo de extinción en el área de estudio es el tritón pigmeo (*Triturus pygmaeus*), que combina una distribución muy restringida y fragmentada con una duración del período larvario moderadamente prolongada, de entre 3 y 4 meses (García-París et al.

2004; Reques 2014) que le lleva a depender de masas de agua de mediana o larga duración (Díaz-Paniagua 1990) que son sus únicos hábitats reproductivos en esta zona. Los cuerpos de agua utilizados para la reproducción se han caracterizado por presentar una vegetación acuática abundante y bien conservada. Aunque los humedales utilizados para la reproducción en el área de estudio se encuentran actualmente bajo alguna figura de protección (Lagunas de la Paja y Juncosa, y charcas de Trafalgar), el aislamiento en el que se encuentran, que es uno de los principales problemas reconocidos para la conservación de la especie en Andalucía (Reques 2014), ponen en riesgo la conservación de sus poblaciones a largo plazo en el área de estudio.

Un segundo grupo de especies, formado por el sapillo pintojo meridional (*Discoglossus jeaneae*), el sapo común (*Bufo bufo*) y el sapo corredor (*Bufo calamita*), presentan un riesgo medio-alto de extinción. Estas especies combinan un período larvario corto con una reducida variedad de hábitats reproductivos, que las convierten en muy vulnerables a la alteración del hábitat. En el caso de *Bufo bufo*, a la restringida distribución que presenta la especie, pozas de río Roche, se une el que parte del hábitat terrestre en contacto con dicho río se encuentra urbanizado. En el caso de *Bufo calamita* su preferencia por medios reproductivos efímeros e inestables incrementa el riesgo de muerte de las larvas por desecación. A principios de los años 90 del siglo pasado Blanco et al. (1995) indicaban ya una menor abundancia de la especie en la provincia de Cádiz que en el pasado. Posteriormente, Reques (2004) detectó a la especie en menor proporción en la provincia de Cádiz que en el resto de Andalucía. Nuevamente, el aislamiento de las poblaciones aún existentes debido a las carreteras y las urbanizaciones litorales puede ser el mayor problema para la supervivencia de este grupo de especies en la zona a largo plazo.

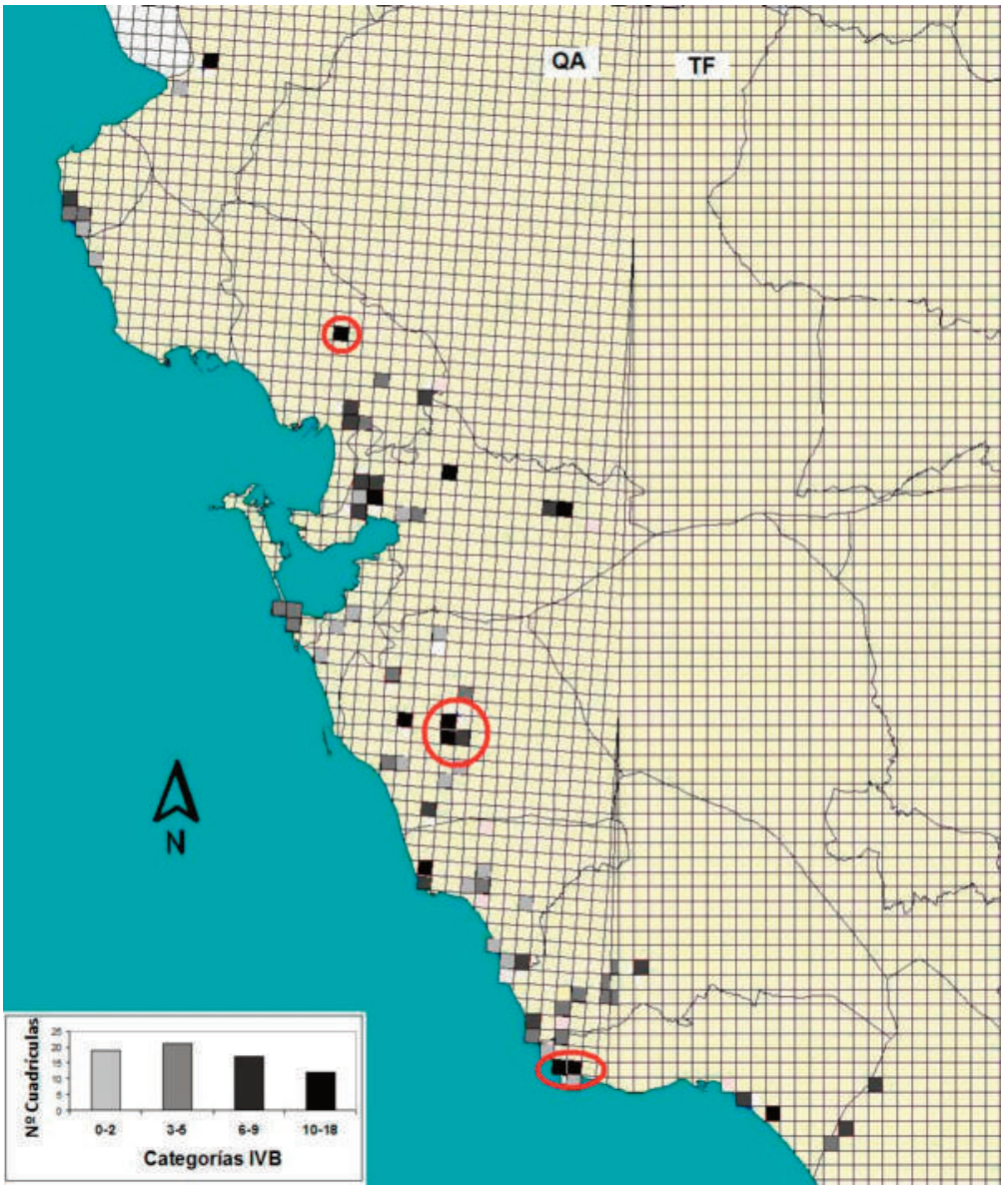

Figura 4. Índice de Valor Biológico (IVB) de cada cuadrícula 1 x 1 Km UTM muestreada en la zona de estudio según la categoría alcanzada. En el interior de los círculos las cuadrículas que alcanzaron los mayores valores del IVB.

Un tercer grupo de especies formado por *Pleurodeles waltl* y *Pelodytes ibericus* se encuentra expuesto a un riesgo de extinción medio-bajo. Se trata de especies con una amplia distribución en el área de estudio, que utilizan una mayor variedad de tipologías de medios reproductivos y que son capaces de persistir en medios alterados. El endemismo ibérico *Pelodytes ibericus* ha presentado la distribución más extensa de todas las especies en el área de estudio (41% de las cuadrículas muestreadas), lo que coincide con los resultados obtenidos por Reques (2004) para la provincia de Cádiz, y que están en desacuerdo con trabajos anteriores que la consideraban como una especie escasa y en regresión, que sólo aparecía de forma localizada (Mateo et al. 2003), lo que posiblemente se pueda achacar a la falta de prospecciones más específicas en el pasado. En Andalucía está representada, aproximadamente, el 90 % de la población mundial de la especie (Reques 2005b) y, a pesar de su buena situación en la provincia de Cádiz, en otras localidades andaluzas sus poblaciones son dispersas y se consideran amenazadas. Por este motivo, en revisiones más recientes se ha recomendado incluir la especie en la categoría de Casi amenazada (NT) (Reques et al. 2006).

Por último, el cuarto grupo de especies, formado el sapo de espuelas (*Pelobates cultripes*), la ranita meridional (*Hyla meridionalis*) y la rana verde común (*Pelophylax perezi*), presentan un riesgo bajo de extinción en el área de estudio. Son un grupo de especies que combina la utilización de una elevada variedad de hábitats reproductivos, sobre todo *Pelophylax perezi*, una buena adaptabilidad a medios alterados y una aceptable presencia en el área de estudio. La duración del período larvario oscila desde una prolongada duración de cuatro a seis meses, en el caso de *Pelobates cultripes*, que la convierte en vulnerable debido al riesgo que corren las larvas de quedarse en seco antes de culminar el desarrollo (observación personal), a los tres meses de *Hyla meridionalis* y *Pelophylax perezi* (García-París et al., 2004).

Los resultados obtenidos a partir del índice de valor biológico, aplicado a cada cuadrícula UTM 1x1 km, han permitido identificar tres cuadrículas de especial interés para la conservación de anfibios en el área de estudio: 29SQA5731, en ella se localiza la Laguna de La Paja; 29SQA6709, en ella se encuentran las charcas con mayor riqueza de especies del complejo de Charcas de Cabo de Trafalgar; y 29SQA4858, en la que se localiza la laguna Juncosa. La Laguna de la Paja y las Charcas de Cabo de Trafalgar ya fueron destacadas por Reques (2004) como de interés muy alto debido a que albergan poblaciones de anfibios singulares. En el presente estudio, en las Charcas de Cabo de Trafalgar se identificaron siete especies reproductoras, destacando los endemismos *Triturus pygmaeus* y *Pelodytes ibericus*. Sin duda, la gran variabilidad interanual de los medios acuáticos presentes contribuye a la conservación de la comunidad a largo plazo, favoreciendo unos años a algunas especies y en otros años a otras, como ocurre en el caso del área de Doñana (Díaz-Paniagua et al. 2006). La laguna de la Paja presenta 6 especies reproductoras, destacando por la abundancia de *Triturus pygmaeus*, *Discoglossus jeanneae* e *Hyla meridionalis*. Hay que resaltar que *Pelobates cultripes* fue la especie menos abundante en los muestreos de larvas realizados, cuando en estudios anteriores se le consideró la especie más abundante esta laguna (Reques 2004). Estos datos pueden estar reflejando un cierto declive de esta especie, cuya causa principal se puede encontrar en el atropellamiento de los individuos adultos y juveniles al atravesar las carreteras que circunvalan la laguna, como ya indicó Reques (2004). Por último, en La Juncosa se reprodujeron 6 especies, destacando la abundancia de larvas de *Pleurodeles waltl*, *Triturus pygmaeus*, *Pelodytes ibericus*, *Hyla meridionalis* y *Pelophylax perezi*.

Bibliografía

Andreone F, Luiselli L. 2000. The Italian batrachofauna and its conservation status: a statistical assessment. Biological Conservation 96: 5-34.

Antrop M. 1993. The transformation of the Mediterranean landscapes: an experience of 25 years of observations. Landscape and Urban Planning 24: 3-13.

Barbadillo LJ, Lacomba JI, Pérez-Mellado V, Sancho V, López-Jurado LF. 1999. Anfibios y Reptiles de la Península Ibérica, Baleares y Canarias. Ed.Geoplaneta, Barcelona, España, 419 pp.

Bejarano R. 1997. Vegetación y paisaje en la costa atlántica de Andalucía. Secretariado de Publicaciones Universidad de Sevilla, Salamanca, España, 419 pp.

Blanco JM, Márquez A, Sáez J, Sánchez B, Sánchez I. 1995. Anfibios y reptiles de la provincia de Cádiz. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía, Jerez, 114 pp.

Busack SD. 1977. Zoogeography of amphibians and reptiles in Cádiz province, Spain. Annals of Carnegie Museum 46 (17): 285-315.

Busack SD, Jaksic FM. 1982. Ecological and historical correlates of Iberian herpetofaunal diversity: an analysis at regional and local levels. Journal of Biogeography 9: 289-32.

Capel JJ. 2000. El clima de la Península Ibérica. Ed. Ariel, Barcelona, España, 281 pp.

Colino-Rabanal VJ. 2011. Contribuciones al análisis de mortalidad de vertebrados en carreteras. Facultad de Ciencias Agrarias y Ambientales. Departamento de Biología Animal, Parasitología, Ecología, Edafología y Química Agrícola. Universidad de Salamanca. Tesis doctoral. 503 pp.

Cueto M. 2001. Ordenación de pinares de pino piñonero en la provincia de Cádiz. Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales, 3ª Reunión Ordenación de Montes 11: 125-134.

Cushman SA. 2006. Effects of habitat loss and fragmentation on amphibians: A review and prospectus. Biological Conservation 128: 231-240.

Díaz-Paniagua. 1990. Temporary ponds as breeding sites of amphibians at a locality in Southwestern Spain. Herpetological Journal 1: 447-453.

Díaz-Paniagua C, Gómez-Rodríguez C, Portheault A, De Vries W. 2006. Distribución de los anfibios del Parque Nacional de Doñana en función de la densidad y abundancia de los hábitats de reproducción. Revista Española de Herpetología 20: 17-30.

Egea-Serrano A, Oliva-Paterna FJ, Tejedo M, Torralva M. 2006. Breeding habitat selection o fan endangered species in an arid zone: the case of *Alytes dikhilleni* Arntzen y García-París, 1995. Acta Herpetologica 1: 81-94.

Filippi E, Luiselli L. 2000. Status of the italian snake fauna and assessment of conservation threats. Biological Conservation

93: 219-225.

García-de-Lomas J, García CM, Álvarez O. 2008. Vegetación de las marismas de Aletas-Cetina (Puerto Real). Identificación de hábitats de interés comunitario y estimaciones preliminares de posibles efectos de su inundación. Revista de la Sociedad Gaditana de Historia Natural 5: 11-37.

García-Paris M, Montori A, Herrero P. 2004. Amphibia, Lissamphibia. Vol. 24. En: Ramos MA, Alba J, Bellés i Ros X, Gosálbez i Noguera J, Guerra A, MacPherson E, Serrano J, Templado J (eds.). Fauna Ibérica. Museo Nacional de Ciencias Naturales, CSIC, Madrid, 640 pp.

Gutiérrez-Mas JM, Martín A,Domínguez S, Moral JP. 1991. Introducción a la Geología de la provincia de Cádiz. Servicio de publicaciones de la Universidad de Cádiz. Cádiz. 315 pp.

Houlahan JE, Findlay CS. 2003. The effects of adjacent land use on wetland amphibian species richness and community composition. Canadian Journal of Fish and Aquatic Science 60: 1078-1094.

Iglesias C. 2007. Permeabilidad faunística en infraestruturas de transporte. En: Desdentado LA, Casermeiro MA, Espluga AP, Díaz M, García LG, Sobrini I, Andrés M (coords.) Evaluación de Impacto Ambiental en España: nuevas perspectivas. Actas IV Congreso Nacional de Evaluación de Impacto Ambiental, pp. 197-206.

Jordán A, Martínez-Zavala L, González F, Bellifante N. 2008. Cambios de uso del suelo en la costa de la provincia de Cádiz durante la segunda mitad del siglo XX (1956-2003). T2008/02. Fundación Centro de Estudios Andaluces, Junta de Andalucía, 22 pp.

Marangoni F, Tejedo M. 2006. Variación Clinal en el tamaño del cuerpo a escala microgeográfica en dos especies de anuros (*Pelobates cultripes* y *Bufo calamita*). Estación Biológica de Doñana (CSIC), Sevilla, España, Tesis doctoral.

Martínez-Freiría F, Brito JC. 2012. Quantification of road mortality for amphibians and reptiles in Hoces del Alto Ebro y Rudrón Natural Park in 2005. Basic and Applied Herpetology 26: 33-42.

Mateo JA, Pleguezuelos JM, Fahad S, Geniez P, Martínez-Medina FJM. 2003. Los Anfibios, los Reptiles y el Estrecho de Gibraltar. Un Ensayo sobre la Herpetofauna de Ceuta y su Entorno. Instituto de Estudios Ceutíes, Ceuta, España, 388 pp.

Pleguezuelos JM, Márquez R, Lizana M (eds.). 2002. Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España. Dirección General de la Naturaleza-Asociación Herpetológica Española (2ª impresión), Madrid, 587 pp.

Pérez-López C. 2005. Métodos estadísticos avanzados con SPSS. Thomson, Madrid, Spain.

Reques R. 2000. Anfibios, Ecología y Conservación. Recursos Naturales de Córdoba (1ª edición). Diputación de Córdoba, Córdoba, 139 pp.

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.

Reques R. 2004. Hábitats reproductivos de anfibios en la provincia de Cádiz: perspectivas para su conservación. Revista de la Sociedad Gaditana de Historia Natural 4: 83-13.

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

Reques R. 2005b. Sapillo moteado ibérico - *Pelodytes ibericus*. En: Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles. Carrascal, L. M., Salvador, A. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. http://www.vertebradosibericos.org/

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

Reques R. 2012. Programas de conservación de anfibios en la provincia de Cádiz. Revista de la Sociedad Gaditana de Historia Natural 6: 13-20.

Reques R. 2014. Tritón pigmeo - *Triturus pygmaeus*. En: Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles. Carrascal, L. M., Salvador, A. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid, http://www.vertebradosibericos.org/

Symeonakys E, Calvo-Cases A, Arnau-Rosalen E. 2007. Land use change and land degradation in Southeastern Mediterranean Spain. Environmental Management. doi: 10.1007/s00267-004-0059-0

UICN. 2001. Categorías y Criterios de la Lista Roja de la UICN: Versión 3.1. Segunda edición. Gland, Suiza y Cambridge, Reino Unido: UICN. vi + 34 pp.

UICN. 2008. Lista Roja de especies amenazadas de la UICN: Versión 3.1. Segunda edición. Gland, Suiza y Cambridge, Reino Unido: UICN. vi + 34 pp.

Valdés B, Talavera S, Fernández-Galiano E (eds.) (1987). Flora vascular de Andalucía Occidental, 3 volúmenes. Ketres Editora S.A., Barcelona, España.

Villar. 2011. Territorio, turismo y paisaje: el proceso de urbanización en el litoral de Andalucía. El papel de los campos de golf. Junta de Andalucía, Sevilla, 581 pp.

Visauta B. 1998. Análisis estadístico con SPSS para Windows: Estadística multivariante. McGraw-Hill, Madrid, 358 pp.

CONTROL DE UÑA DE LEÓN (*Carpobrotus* spp.; AIZOACEAE) EN LA ISLA DE TARIFA

Juan García-de-Lomas[1]*, Elías D. Dana[1], David Gimeno[2], José García-Morilla[2] y Guillermo Ceballos[3]

[1]*Programa Andaluz para el Control de las Especies Exóticas Invasoras. Agencia de Medio Ambiente y Agua, Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio. C/Johan G. Gutenberg 1, 2ºB, 41092 – Sevilla.*
[2]*Agencia de Medio Ambiente y Agua, Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio. Plaza Madrid s/n, Estadio Ramón de Carranza, Fondo Sur – Planta 1º Local 11, 11010 – Cádiz.*
[3]*Dirección General de Gestión del Medio Natural. Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio. Avda. Manuel Siurot 50, 41013 – Sevilla.*

Recibido: 28 de noviembre de 2014. Aceptado (versión revisada): 4 de diciembre de 2014. Publicado en línea: 18 de diciembre de 2014.

Palabras claves: flora invasora, gestión, eliminación, *Carpobrotus*, seguimiento, Cádiz, recuperación.
Keywords: invasive plants, management, removal, *Carpobrotus*, monitoring, Cadiz, recovery.

Resumen

*Se expone el resultado de los trabajos de control de uña de león (*Carpobrotus *spp.) realizados en la Isla de Tarifa por la Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio de la Junta de Andalucía, entre 2008-2013. El análisis de fotografías aéreas reveló un incremento exponencial de la superficie invadida por uña de león entre 1977-2004. Esta proliferación suponía una grave amenaza para la flora y fauna de la isla que, además de estar incluida en el Parque Natural del Estrecho, alberga la mayor población mundial de* Limonium emarginatum *(VU), catalogada como vulnerable. Esto llevó a la Consejería a priorizar actuaciones dirigidas al control. Los trabajos, realizados de manera manual selectiva, han supuesto la retirada de 556 Tm de uña de león, con la consiguiente recuperación de aprox. 2 ha netas de superficie invadida, consiguiéndose la práctica erradicación de la uña de león en la Isla de Tarifa. El seguimiento de indicadores de la comunidad vegetal confirmó la recuperación de las parcelas tratadas y pone de manifiesto la importancia del seguimiento periódico para lograr un control eficaz de esta especie invasora.*

Abstract

*In this study, the results of management of the ice plant (*Carpobrotus *spp.) carried out by the Regional Environmental Council of Andalucia on Tarifa Island between 2008-2013 are presented. Aerial photographic analysis showed an exponential increase of the surface area invaded by the ice plant between 1977-2004. This increase posed a serious threat to the wildlife of the island, which is included in the Strait of Gibraltar Natural Park and houses the world's largest population of* Limonium emarginatum *(VU), which is listed as vulnerable. This scenario prompted the Environmental Council to prioritize actions aimed at controlling the ice plant. Hand-pulling of ice plant led to the elimination of 556 tonnes and the recovery of a net area of approx. 2 hectares. As a consequence, the eradication of the ice plant on the island was achieved. The monitoring of biological indicators of the native plant community confirmed the recovery of the treated areas and highlights the importance of regular monitoring for effective control of this invasive species.*

Introducción

El litoral es, junto a los ríos y lagos, uno de los ambientes más sensibles a las invasiones biológicas. En esta estrecha franja de territorio vive al menos el 10% de la población mundial (McGranahan et al. 2007; Small y Nichols 2003). Por ello concentra numerosas actividades humanas que tienen repercusión económica (turismo de sol y playa, urbanizaciones costeras, puertos comerciales y deportivos, industrias, etc.) lo que provoca la destrucción de estos frágiles y escasos ecosistemas. La afluencia de personas y actividades provoca, además, la entrada de propágulos de especies exóticas, introducidas de manera voluntaria (ej., especies ornamentales, alimentación, mascotas, caza y pesca, etc.) o bien accidental (comercio de mercancías, aguas de lastre, etc.), y sus impactos se superponen a los que ya venían sufriendo estos ecosistemas y las especies que los componen. El litoral es, por tanto, una de las zonas más propensas a sufrir invasiones biológicas, que constituyen en la actualidad una de las principales amenazas para la biodiversidad.

Las invasiones biológicas son un fenómeno de importancia creciente, tanto por la entrada de nuevas especies como por la expansión de las ya residentes. Así, en Europa existen unas 11.000 especies alóctonas (Hulme et al. 2009). Puesto que los presupuestos de conservación son limitados –y en ocasiones, comparativamente, insuficientes para garantizar la conservación de los ecosistemas naturales a medio plazo-, es necesario plantear la gestión de las invasiones desde una óptica de riesgo de invasión y coste-eco-beneficio (Dana et al. 2014; García-de-Lomas et al. 2014). Poco después de la puesta en marcha del Programa Andaluz para el Control de las Especies Exóticas Invasoras por parte de la Consejería de Medio Ambiente en 2004 y tras una fase de diagnóstico inicial de la problemática a nivel regional, se seleccionó como actuación prioritaria el control de uña de león en varios espacios protegidos de Andalucía. De entre ellos, la Isla de Tarifa presentaba las principales condiciones de un caso de invasión para que su

*Autor para correspondencia. Email: jgarciadelomas@agenciamedioambienteyagua.es

Figura 1. Aspecto de la isla en marzo de 2008, con zonas completamente cubiertas por uña de león (*Carpobrotus* spp.) (Foto: J. García de Lomas).

gestión fuese considerada óptima. Entre ellos, implicar a una población de la especie invasora aislada no conectada físicamente con otras de la región, tratarse de un espacio protegido y concurrir especies amenazadas.

En este trabajo se presentan los resultados del control de uña de león (*Carpobrotus edulis* y *C. acinaciformis*) en la Isla de Tarifa, llevados a cabo entre 2008 y 2013. Se evalúa cuál ha sido la respuesta de la comunidad vegetal tras la eliminación de uña de león, en base al seguimiento anual de indicadores biológicos.

Material y métodos

Área de estudio

La Isla de Tarifa o Isla de las Palomas (36º 0´ 11´´N; 5º 36´ 34´´O), bañada por el Mar Mediterráneo y el Océano Atlántico, constituye el punto más meridional de Europa, a tan solo 14 Km del continente africano. Tiene una superficie de 22 Ha (0,58 km largo, 0,48 km de ancho), una elevación máxima de 9 m.s.n.m. y un contorno de 2 Km de costa. El sustrato está constituido por calcarenitas biogénicas del cretácico (Gutiérrez-Mas 1991) y dunas cementadas del pleistoceno superior (Zazo et al. 1999). El acceso desde la costa a la isla se realiza a través de una carretera construida sobre la superficie de un tómbolo arenoso y está cerrado al público. Desde 2003, la isla forma parte del Parque Natural del Estrecho en virtud del Decreto 57/2003, de 4 de marzo, de declaración del Parque Natural del Estrecho. La isla está considerada como Espacio Natural costero de extraordinario interés según Decreto 308/2002, de 23 de diciembre, por el que se aprueba el Plan de Ordenación de Recursos Naturales del Frente Litoral Algeciras-Tarifa. En la actualidad la isla está casi completamente deshabitada. Ha sido utilizada por el Ministerio de Defensa desde años atrás, pero en los últimos años, los usos militares han desaparecido, quedando una reducida guarnición en tareas de vigilancia y protección de las instalaciones, en avanzado estado de deterioro por la falta de uso y mantenimiento.

Hasta 2008, una parte importante de la isla (> 2 ha) estaba ocupada por densos tapetes de uña de león (Fig. 1), lo que suponía una clara amenaza para la conservación de la flora nativa, representada por algunas especies amenazadas como *Limonium emarginatum* (Willd.) O. Kuntze (VU), *Lavatera mauritanica* Durieu (DD), *Silene obtusifolia* Willd. (DD) (Cabezudo et al. 2005) (Fig. 2), que cuenta en la Isla con la mayor población del mundo y también la de mayor diversidad genética (Garzón et al. 2007; Figueroa et al. 2010), además de otros taxones propios de acantilados costeros como *Asplenium marinum* L., *Asteriscus maritimus* (L.) Less., *Frankenia boissieri* Reuter ex Boiss., *Spergularia* sp., *Crithmum maritimum* L. o *Lobularia maritima* (L.) Desv. La zona interior de la isla presenta una comunidad pratense con especies como *Hyoseris radiata* L., *Limonium sinuatum* (L.) Mill., *Paronychia argentea* Lam., *Sonchus* aff. *tenerrimus* L., etc.

Especies invasoras objetivo

En la isla existían 4 especies exóticas diferentes: *Carpobrotus edulis* (L.) N.E. Br. y *C. acinaciformis* (L.) Bolus, *Aloe maculata*

Figura 2. Ejemplar de *Limonium emarginatum*, especie "Vulnerable" que cuenta en la isla con la mayor población del mundo (Foto: J. García de Lomas).

Allioni = Syn. *Aloe saponaria* (Aiton) Haw. y *Agave americana* L. Todas ellas son especies ampliamente usadas en jardinería (Guillot et al. 2009) y con toda seguridad se introdujeron en la isla con este fin. No obstante, *Carpobrotus* spp. constituía el 99% de la abundancia total de plantas invasoras y fue la especie sobre la que se han centrado los esfuerzos dirigidos a la erradicación.

El género *Carpobrotus* integra unas 25 especies, la mayoría nativas de Sudáfrica. En España, hay abundantes registros tanto de *C. edulis*, de flores blancas o amarillas, como de *C. acinaciformis*, de flores purpúreas o magentas (Suehs et al. 2005). También hay algunos registros en las Islas Baleares de *C. chilensis* (Molina) N. E. Brown, nativa de Chile y caracterizada por pequeñas flores (2-4 cm), generalmente purpúreas. Este género ha sido introducido con fines ornamentales, encontrándose los primeros registros a principios del siglo XX (Sanz-Elorza et al. 2004). También ha sido utilizado para la fijación de dunas y taludes (García 1999; D´Antonio 1993).

Entre los impactos asociados a la proliferación de esta planta en el medio natural, *Carpobrotus* (i) forma densos tapetes rastreros, lo que reduce la luz incidente a la superficie del suelo y desplaza a las especies nativas, reduciendo así la riqueza y diversidad; (ii) provoca cambios en la composición del suelo (p.ej., pH, carbono, nitrógeno, C/N) y (iii) altera las frecuencias de visitas de algunos polinizadores a especies nativas que florecen al mismo tiempo que *Carpobrotus* (D´Antonio 1990, 1993; D´Antonio y Mahall 1991; García 1999; Moragues y Traveset 2005; Suehs et al. 2005; Conser y Connor 2009). Todo ello otorga a *Carpobrotus* una gran capacidad competitiva sobre las demás especies autóctonas del litoral, lo que ha llevado a la Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio a ejecutar diversos trabajos de control en la costa andaluza sobre esta especie.

De forma complementaria a estos trabajos, se eliminaron la mayoría de los rodales de las especies invasoras acompañantes.

Priorización de la eliminación de uña de león

Se valoró la viabilidad e idoneidad de la actuación de control de uña de león en la Isla de Tarifa de acuerdo al protocolo de selección de actuaciones de gestión de especies invasoras (Dana et al. 2014). Este protocolo tiene como objetivo recoger todas aquellas variables (relacionadas con los beneficios de la actuación sobre el ecosistema o la población, los posibles impactos generados, criterios de eficacia de los métodos, accesibilidad o viabilidad técnica de la actuación, trámites administrativos necesarios, etc.) que pueden intervenir en el éxito o fracaso de una actuación y que normalmente son tenidos en cuenta de una manera heterogénea o subjetiva. El protocolo consta de 39 preguntas y su valoración protocolizada ayuda a la administración a valorar, primero, el grado de idoneidad de la propuesta, y en segundo lugar, a valorar el grado de prioridad que supone la actuación de entre otros muchos escenarios de invasión en Andalucía. El resultado de la toma de decisiones se adjunta en el Anexo 1.

Aproximación al avance de la uña de león

Se estimó la evolución de la superficie invadida mediante fotointerpretación de ortofotografías aéreas de los vuelos de 1956-57, 1977-83, 1984-85, 1998, 2004 y 2011 (Fig. 3). Las características de los vuelos se aportan en la Tabla 1. Para ello, se localizaron los rodales existentes en 2004 que por su tamaño claramente mostraban una reflectividad oscura y homogénea diferenciable del resto de la superficie de la isla. Se mapeó la superficie ocupada por *Carpobrotus* en orden cronológico inverso, es decir, partiendo de los rodales en 2004 que habían

Tabla 1. Características de las ortofotografías aéreas utilizadas. Fuente: Rediam, Junta de Andalucía.

Vuelo	Alias	Año pasada por Tarifa	Realización	Escala	Resolución	Color
1956-57	Vuelo "americano" (serie B)	1957	Ejércitos estadounidense y español	1:33.000	1 m	Blanco y negro
1977-83	Vuelo Fotogramétrico Interministerial o "IRYDA"	1977	Varios Ministerios (Agricultura, Pesca y Alimentación, Fomento, Defensa, Economía y Hacienda)	1:18.000	1 m	Blanco y negro
1984-85	Vuelo Fotogramétrico Nacional	1985	Instituto Geográfico Nacional y Servicio Geográfico del Ejército	1:30.000	1 m	Blanco y negro
1998	-	1998	Instituto de Estadística y Cartografía de Andalucía	1:10.000	1 m	Color
2004-05	-	2004	Instituto de Estadística y Cartografía de Andalucía	1:10.000	0,5 m	Color
2010-11	-	2010	Instituto de Estadística y Cartografía de Andalucía	1:30.000	0,5 m	Color

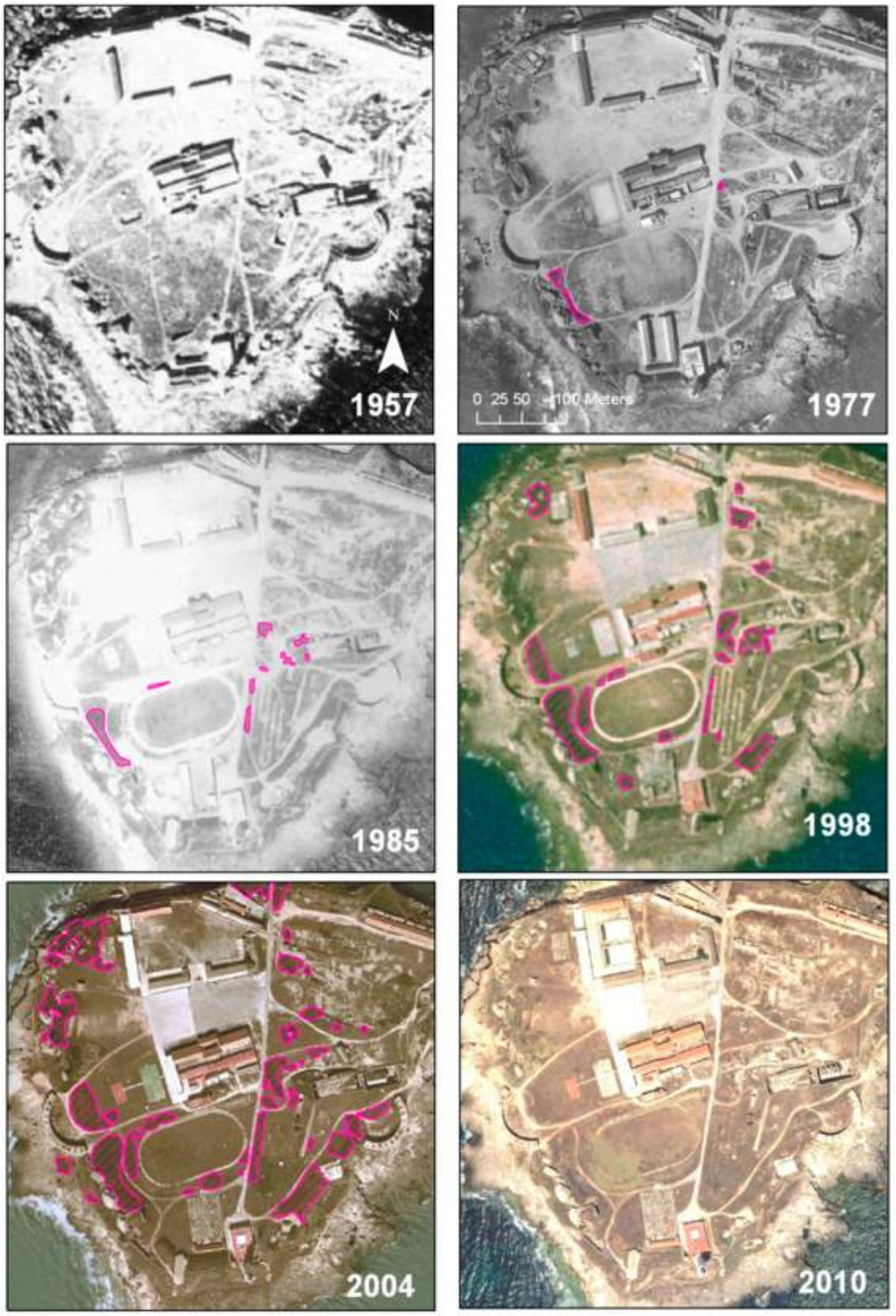

Figura 3. Rodales de uña de león presentes en ortofotografías aéreas de los vuelos de 1957, 1977, 1985, 1998, 2004 y 2010.

sido validados en campo y mapeando la superficie de estos mismos rodales en años anteriores. El levantamiento de información de los rodales en los diferentes años se realizó a una escala de 1:2.500. Este método re-lativamente tosco pasa por alto rodales de pequeño tamaño, situados en pendientes acusadas (p.ej., en las laderas de las instalaciones militares), pero permite realizar una estimación aproximada de la evolución del área invadida.

Trabajos de control

La eliminación de uña de león se realizó mediante arranque manual, lo que minimiza los efectos de los trabajos sobre especies nativas no objetivo. Se eliminó la especie invasora en toda la isla, tanto en hábitats artificiales (paredes de los búnkeres, alrededores del campo de futbol) como en medios naturales. Esto incrementa el coste, pero se consideró indispensable para evitar la existencia de focos de invasión que pudieran generar propágulos y recolonizar zonas tratadas. En las zonas de mayor pendiente fue necesario el uso de líneas de vida (Fig. 4a). En las zonas de pendiente que presentaban cobertura del 100% de *Carprobrotus* spp. se evitó el arranque en amplias extensiones. En estos casos, se optó por abrir, a lo largo de los años, sucesivas tandas de claros de 3 × 5 m^2 dentro de los rodales invadidos, siguiendo un planteamiento que presentamos aquí como "eliminación secuencial en ventanas" (Fig. 4b). De este modo, se reducen posibles efectos adversos debido a la erosión de los materiales superficiales y su influencia sobre el posible banco de semillas remanente, y se evita exponer de forma repentina grandes áreas de terreno. Este último aspecto resulta crucial, ya que al desconocerse la densidad y composición del banco de semillas podría ocurrir que, en caso de ser escaso, se provocaría la aparición de amplias fajas de terrenos denudados, lo que dificultaría la recolonización por especies nativas. Para reducir los costes de la gestión de los residuos, los restos retirados fueron acopiados y deshidratados parcialmente durante un mes antes de su traslado definitivo a vertedero. En las áreas con grandes superficies continuas invadidas, los acopios se realizaron de manera ordenada formando muretes a fin de reducir el riesgo de pérdida del banco de semillas del suelo por los fuertes vientos de la zona (Fig. 4b). De este modo, mantener los acopios de uña de león no solo reducía su contenido en agua (lo que ahorraba costes de vertedero), sino también servía de protección frente a los vientos, lo que pudo favorecer la etapas iniciales de recuperación. Los trabajos se desarrollaron mayoritariamente entre octubre y febrero, con el objetivo de reducir los impactos sobre otras especies (de desarrollo primaveral).

Seguimiento de indicadores y análisis estadístico

Para evaluar en qué medida se recuperó la comunidad vegetal se establecieron a priori tres tipos de parcelas: invadidas (con una presencia de uña de león >70%), no invadidas (control o parcelas de referencia, sin presencia histórica conocida de la planta invasora) y parcelas tratadas, en las que se eliminó completamente la uña de león. La comparación entre parcelas invadidas y no invadidas permite una valoración potencial de los impactos provocados por la planta invasora; la comparación entre parcelas tratadas y no invadidas, evalúa la recuperación de la comunidad nativa tras la eliminación de la planta invasora; mientras que la comparación entre parcelas invadidas y tratadas aporta una evaluación causal de los impactos (Díaz et al. 2003; Andreu 2011).

Se establecieron 5 parcelas de cada tipo (cada una de 10 m × 10 m, en base a estudios previos de área mínima), de características similares (pendiente del terreno, substrato, orientación, etc.) para permitir una comparación coherente. Tras un primer análisis comparado entre la comunidad de los 3 tipos de parcelas, se retiraron las parcelas invadidas para evitar que pudieran constituir focos de invasión. Cada parcela se separó entre 10 y 50 m de otras adyacentes. En cada una de las parcelas se anotó la presencia de cada especie presente u-sando quadrats de 1 m de lado (n = 10 quadrats por parcela). Puesto que se analizó la evolución de la comunidad nativa en respuesta al tratamiento de eliminación de *Carpobrotus* spp., la abundancia de la especie invasora se excluyó de los análisis (Wearne y Morgan 2004). En base a los resultados, se calculó la riqueza (número de especies), el índice de diversidad de Brillouin (*HB*) y el índice de dominancia de Berger-Parker (Magurran 2004). *HB* presenta algunas ventajas respecto a otros índices más populares (ej., índice de Shannon, *H´*). Valora mejor el número total de individuos que *H´* (p.ej., si un sitio tiene 10 especies, con 5 individuos cada una y otro sitio tiene 10 especies con 10 individuos cada una, *H´* da el mismo valor en ambos casos, *H´*= 2,30, mientras que *HB* da 2,01 en el sitio con 50 individuos y 2,13 en el sitio con 100 individuos). Ade-

Figura 4. a) Eliminación de uña de león en zonas de elevada pendiente junto a la entrada de la isla, que requirieron el uso de líneas de vida. (b) "Ventanas" o parches de eliminación de uña de león para minimizar la erosión del suelo y la pérdida del banco de semillas (Fotos: José García Morilla).

más, al estar basado en una colección (todas las especies del sistema son conocidas) y no en muestras, *HB* no requiere ensayos estadísticos para demostrar diferencias significativas (Magurran 2004). Como estos índices ofrecen una información parcial, ya que no consideran la identidad de las especies, se completó la caracterización mediante las pruebas multivariantes de análisis de similaridad ANOSIM (Analysis of Similarities) y SIMPER (Similarity Percentages (SIMPER) (Warwick 1988; Magurran 2004). El análisis SIMPER ofrece como salida el porcentaje de similaridad (o disimilaridad) entre los grupos considerados, mientras que el test Anosim sirve para probar la existencia de diferencias significativas entre grupos predeterminados (Clarke 1993). Ambos análisis se ejecutaron tanto para los datos de abundancia de cada una de las especies, como para datos de presencia/ausencia. Para realizar estos análisis, se usó el software libre Past (Hammer et al. 2001; disponible en: http://folk.uio.no/ohammer/past/).

Resultados y discusión

Evolución de la invasión

El análisis retrospectivo de las fotografías aéreas (Fig. 3) reveló un incremento exponencial del área invadida entre 1977-2004 ($y = 3 \cdot 10^{-11} \cdot e^{0,1307 \cdot x}$; $R^2 = 0,99$) (Fig. 5). Esto sugiere, en primer lugar, que la introducción de uña de león seguramente se remonte a los años 1960-1970, ya que en la fotografía de 1977 se distinguen ya algunos núcleos de cierto tamaño. En segundo lugar, estos datos sugieren que, de no haber intervenido, la invasión hubiera seguido extendiéndose, comprometiendo gravemente la conservación de los valores naturales terrestres de la isla. Por último, los trabajos de control selectivo (arranque manual) llevados a cabo por la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía a partir de 2008, han permitido la práctica erradicación de la uña de león, retornando a los niveles de 1957 (Fig. 3).

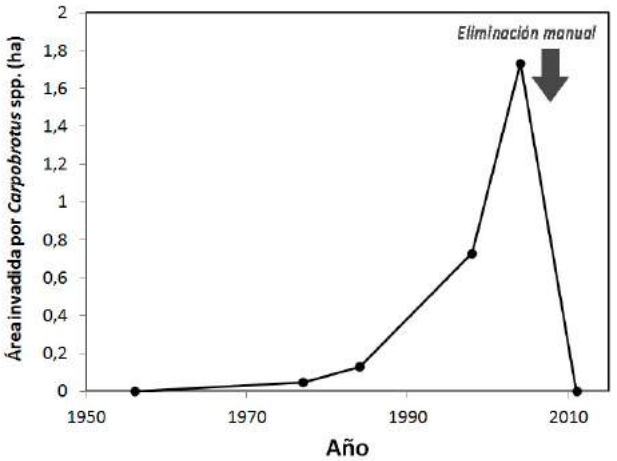

Figura 5. Evolución estimada de la superficie invadida por uña de león (*Carpobrotus* spp.) en la isla de Tarifa, en base a la fotointerpretación de las fotografías aéreas de los vuelos de 1957, 1977, 1985, 1998, 2004 y 2010.

A pesar de ello, hasta ahora se han mantenido seguimientos anuales, controlándose cualquier nuevo foco incipiente que se detecte (plantones o rebrotes). No obstate, puesto que probablemente aún existe una cierta cantidad de semillas en el suelo, es recomendable continuar con los seguimientos y repasos anuales para evitar la reinvasión de la isla. Los valores absolutos de superficie invadida presentados en la Fig. 5 infraestiman la superficie total afectada, ya que el análisis fotográfico no permite diferenciar rodales de pequeño tamaño y, al tratarse de una proyección 2D, infravalora aquéllos loca-lizados en zonas de alta pendiente. No obstante, el uso de fotos aéreas permite estimar una tasa de avance de manera relativamente fiable para *Carpobrotus* spp., dadas sus características de crecimiento compacto a modo de tapetes rastreros.

Recuperación de la flora nativa tras la eliminación

El análisis comparativo de la composición de la comunidad entre parcelas invadidas y no invadidas llevado a cabo en 2009 muestra un descenso significativo de la riqueza y la diversidad en las parcelas invadidas por *Carpobrotus* spp. (Tabla 1). El incremento en el número de especies en las parcelas tratadas respecto a las invadidas pone de manifiesto que la uña de león en efecto altera la comunidad nativa, reduciendo su riqueza y diversidad, en concordancia con estudios previos (D´Antonio y Mahall 1991; Suehs et al. 2004, 2005; Vilà et al. 2006; Traveset et al. 2008; Andreu et al. 2010).

Una vez eliminada la uña de león, la comparación periódica de la composición vegetal entre parcelas no invadidas y tratadas mostró un sensible incremento de la similaridad a lo largo del tiempo (Tabla 2). Se encontraron diferencias significativas en la composición de especies entre ambas parcelas en 2009 y 2010, desapareciendo a partir de 2011. Esto sugiere que existía un abundante banco de semillas viables de especies nativas de las comunidades típicas de estos hábitats, y que en estas condiciones y en espacios reducidos, el impacto provocado por *Carpobrotus* spp. sobre la flora nativa durante más de dos décadas puede revertirse en aproximadamente 3 años, lo que implica una respuesta rápida y sorprendentemente positiva de esta facies del ecosistema costero mediterráneo-atlántico a la eliminación de esta planta invasora. Estos resultados se hacen patentes al realizar el seguimiento anual, apreciándose cambios llamativos los dos primeros años tras la eliminación y manteniéndose una elevada cobertura en los años posterio-

Tabla 1. Riqueza (nº de especies), índice de diversidad de Brillouin e índice de dominancia de Berger-Parker. Los resultados se obtuvieron tras comparar la flora en un total de 5 parcelas de cada tipo. Las siglas "C", "T" e "I" hacen alusión a las parcelas "Control", "Tratadas" e "invadidas", respectivamente.

	2009			2010		2011		2012		2013	
Indicador	C	T	I	C	T	C	T	C	T	C	T
Riqueza	13 ± 2	7 ± 3	3 ± 1	11 ± 1	10 ± 3	15 ± 3	12 ± 4	11 ± 4	9 ± 3	13 ± 3	11 ± 3
Brillouin	1,70 ± 0,03	0,82 ± 0,56	0,71 ± 0,08	1,47 ± 0,12	1,32 ± 0,58	2,09 ± 0,31	1,76 ± 0,45	1,74 ± 0,72	1,62 ± 0,24	1,30 ± 0,02	1,05 ± 0,26
Berger-Parker	0,40 ± 0,09	0,69 ± 0,30	0,50 ± 0,13	0,48 ± 0,12	0,49 ± 0,26	0,26 ± 0,09	0,35 ± 0,14	0,35 ± 0,30	0,38 ± 0,10	0,16 ± 0,01	0,23 ± 0,07

res (Fig. 6). Estos resultados favorables son, en general, escasos en lo que a gestión de plantas exóticas invasoras se refiere (Mack y Lonsdale 2002), y son más probables de alcanzar cuando se trata de pequeñas islas –como es el caso- o cuando las plantas objetivo forman poblaciones incipientes que pueden ser fácilmente localizadas y eliminadas (Mack y Lonsdale 2002, Cacho et al. 2006). El seguimiento (con repasos) anual mantenido (Ruffino et al. 2014) ha contribuido al éxito de la erradicación.

No obstante, en trabajos realizados con esta misma especie en otros puntos del litoral andaluz, los resultados son similares y sugieren que la eliminación de *Carpobrotus* spp. permite una rápida recuperación de las especies nativas (Andreu et al. 2010). Respecto a la planificación de los trabajos, la mayor parte de la biomasa se eliminó entre 2008-2010, tratándose precozmente pequeños focos de reinvasión (entre 10-50 m^2) entre 2011-2013. Este esfuerzo perseverante de seguimiento-repaso es clave para un control eficaz (Manchester y Bullock 2000). En el caso que nos ocupa, una vez retirado el grueso de la invasión, los seguimientos permitieron detectar y controlar rebrotes y plantones nuevos. De este modo, se puede lograr un control exitoso con una frecuencia de repasos (uno al año) y unos costes asociados muy reducidos (pocos jornales). De otro modo, la ausencia de seguimientos conlleva la reinvasión del sistema y la pérdida de la inversión realizada.

Tabla 2. Porcentaje de similaridad en la composición florística de parcelas no invadidas (control) y tratadas en función de la abundancia o de la presencia/ausencia, obtenido mediante análisis SIMPER. El símbolo * indica la existencia de diferencias significativas ($p < 0,05$) obtenidas con el análisis multivariante ANOSIM.

Año	Abundancia	Presencia/ausencia
2009	20*	54*
2010	18*	44*
2011	30	47
2012	25	47
2013	33	41

Los resultados positivos obtenidos en la Isla de Tarifa, que mostraba un elevado grado de invasión por uña de león (*Carpobrotus* spp.) en 2004, animan a desarrollar actuaciones similares sobre esta especie en otros puntos del litoral andaluz, siempre y cuando se cumplan una serie de condicionantes que garanticen la viabilidad de la actuación y optimicen el coste-eco-beneficio. Entre estos condicionantes destaca el garantizar el mantenimiento futuro de la supervisión y de los repasos (Dana et al. 2014). Por otro lado, aunque no se ha realizado una comparación sistemática de la idoneidad del método, los resultados obtenidos sugieren que el método utilizado es adecuado para minimizar el efecto erosivo que los fuertes vientos reinantes en la zona podrían tener sobre el banco de semillas del suelo.

Agradecimientos

Los autores agradecen a todas las personas que han apoyado el diseño, planificación y ejecución de los trabajos: José Manuel López, Rubén González y todo el personal involucrado en la eliminación manual. A la Comandancia de la Guardia Civil, por permitir el acceso a la isla durante los trabajos de eliminación y seguimiento.

Bibliografía

Andreu J. 2011. Management of alien plants in Spain: from prevention to restoration. PhD Thesis. Universitat Autònoma de Barcelona.

Andreu J, Manzano-Piedras E, Bartomeus I, Dana ED, Vilà M. 2010. Vegetation response after removal of the invasive *Carpobrotus* hybrid complex in Andalucía, Spain. Ecological Restoration 28: 440-448.

Cabezudo B, Talavera S, Blanca G, Salazar C, Cueto M, Valdés B, Hernández-Bermejo JE, Herrera CM, Rodríguez-Hiraldo C, Navas D. 2005. Lista roja de la flora vascular de Andalucía. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía, Sevilla, p. 61.

Cacho JO, Spring D, Pheloung P, Hester S. 2006. Evaluating the feasibility of eradicating an invasion. Biological Invasions 8: 903-917.

Clarke KR. 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. Australian Journal of Ecology 18: 117-143.

Conser C, Connor EF. 2009. Assessing the residual effects of *Carpobrotus edulis* invasion, implications for restoration. Biological Invasions 11: 349-358.

Dana ED, García-de-Lomas J, Ceballos G, Ortega F. 2014. Selección y priorización de actuaciones de gestión de especies exóticas invasoras. Manual práctico. Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio, Junta de Andalucía, Sevilla. 67 pp.

D'Antonio CM. 1990. Seed production and dispersal in the non-native, invasive succulent *Carpobrotus edulis* (Aizoaceae) in coastal strand communities of central California. Journal of Applied Ecology 27: 693-702.

D'Antonio CM. 1993. Mechanisms controlling invasion of coastal plant communities by the alien succulent *Carpobrotus edulis*. Ecology 74: 83-95.

D'Antonio CM, Mahall BE. 1991. Root profiles and competition between the invasive, exotic perennial, *Carpobrotus edulis*, and two native shrub species in California coastal scrub. American Journal of Botany 78: 885-894.

Díaz S, Symstad AJ, Chapin FS, Wardle DA, Huenneke LF. 2003. Functional diversity revealed by removal experiments. Trends in Ecology and Evolution 18: 140-146.

Figueroa ME, Castillo JM, Garzón O. 2010. Diversidad genética de *Limonium emarginatum* en el Estrecho de Gibraltar. Almoraima 40: 133-145.

García O. 1999. *Carpobrotus edulis*, una amenaza para la flora endémica de Menorca. Quercus 158: 50-51.

García-de-Lomas J, Dana ED, Ceballos G, Ortega F. 2014. Análisis del riesgo de invasión de vegetales exóticos. Manual práctico. Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio, Junta de Andalucía, Sevilla. 50 pp.

Figura 5. Evolución estimada de la superficie invadida por uña de león (*Carpobrotus* spp.) en la isla de Tarifa, en base a la fotointerpretación de las fotografías aéreas de los vuelos de 1957, 1977, 1985, 1998, 2004 y 2010 (Fotos: J. García de Lomas).

Garzón O, Castillo JM, Figueroa EM. 2007. Creación de una nueva población de la especie protegida *Limonium emarginatum* en el litoral del Estrecho de Gibraltar. Almoraima 35: 255-263.

Guillot D, Laguna E, Rosselló JA. 2009. La familia Aloaceae en la flora alóctona valenciana. Monografías de la revista Bouteloua 6. Valencia, 58 pp.

Gutiérrez-Mas JM. 1991. Introducción a la geología de la provincia de Cádiz. Servicio de publicaciones de la Universidad de Cádiz, 315 pp.

Hammer Ø, Harper DAT, Ryan PD. 2001. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. Palaeontologia Electronica 4(1): 9pp.

Hulme PE, Roy DB, Cunha T, Larsson T-B. 2009. A pan-European Inventory of Alien Species: Rationale, Implementation and Implications for Managing Biological Invasions. En: Drake JA (ed.) DAISIE. Handbook of Alien Species in Europe, Springer, pp. 1-14.

Magurran AE. 2004. Measuring biological diversity. Blackwell Publishing Company, Victoria, Australia, 215 pp.

Mack RN, Lonsdale WM. 2002. Eradications of invasive plants: hard-won lessons for islands, in Turning the Tide: the Eradication of Invasive Species. Proceedings of the International Conference on Eradication of Island Invasives, ed. by Veitch CR and Clout MN. IUCN SSC Invasive Species Specialist Group, IUCN, Gland, Switzerland, pp. 162-172.

Manchester SJ, Bullock JM. 2000. The impacts of non-native species on UK biodiversity and the effectiveness of control. Journal of Applied Ecology 37: 845-864.

McGranahan G, Balk D, Anderson B. 2007. The rising tide: assessing the risks of climate change and human settlements in low elevation coastal zones. Environment & Urbanization 19: 17-37

Moragues E, Traveset A. 2005. Effect of *Carpobrotus* spp. on the pollination success of native plant species of the Balearic Islands. Biological Conservation 122: 611–619.

Ruffino L, Krebs E, Passetti A, Aboucaya A, Affre L, Fourcy D, Lorvelec O, Barcelo A, Berville L, Bigeard N, Brousset L, De Méringo H, Gillet P, Le Quilliec P, Limouzin Y, Médail F, Meunier J-Y, Pascal M, Pascal M, Ponel P, Rifflet F, Santelli C, Buisson E, Vidal E. 2014. Eradications as scientific experiments: progress in simultaneous eradications of two major invasive taxa from a Mediterranean island. Pest Management Science DOI 10.1002/ps.3786.

Sanz-Elorza M, Dana ED, Sobrino E. 2004. Atlas de las plantas alóctonas invasoras en España. Dirección General para la Biodiversidad, Madrid, 384 pp.

Small C, Nicholls RJ. 2003. A global analysis of human settlement in coastal zones. Journal of Coastal Research 19: 584-599.

Suehs CM, Affre L, Médail F. 2004. Invasion dynamics of two alien *Carpobrotus* (Aizoaceae) taxa on a Mediterranean island: II. Reproductive strategies. Heredity 92: 550-556.

Suehs CM, Affre L, Médail F. 2005. Unexpected insularity effects in invasive plant mating systems: the case of *Carpobrotus* (Aizoaceae) taxa in the Mediterranean Basin. Biological Journal of the Linnean Society 85: 65-79.

Traveset A, Moragues E, Valladartes F. 2008. Spreading of the invasive *Carpobrotus* aff. *acinaciformis* in Mediterranean ecosystems: the advantage of performing in different light environments. Applied Vegetation Science 11: 45-54.

Vila M, Tessier M, Suehs CM, Brundu G, Carta L, Galanidis A, Lambdon P, Manca M, Médail F, Moragues E, Traveset A, Troumbis AY, Hulme PE. 2006. Local and regional assessments of the impacts of plant invaders on vegetation structure and soil properties of Mediterranean islands. Journal of Biogeography 33: 853-861.

Warwick RM. 1988. Analysis of community attributes of the macrobenthos of Frierfjord/Langesundfjord at taxonomic levels higher than species. Marine Ecology Progress Series 46: 167-170.

Wearne LJ, Morgan JW. 2004. Community-level changes in Australian subalpine vegetation following invasion by the non-native shrub *Cytisus scoparius*. Journal of Vegetation Science 15: 595-604.

Zazo C, Silva PG, Goy JL, Hillaire-Marcel C, Ghaleb B, Lario J, Bardají T, González A. 1999. Coastal uplift in continental collision plate boundaries: data from the last interglacial marine terraces of the Gibraltar Strait area (south Spain). Tectonophysics 301: 95-109.

Anexo 1. Resultado de la valoración de la idoneidad de controlar uña de león en la Isla de Tarifa

1) ¿La especie representa un Riesgo Alto tras analizarla con la Herramienta de Análisis de Riesgo?
SI.

2) ¿La especie invasora afecta o tiene potencial afección a medio natural (hábitat/especies/proceso)?
SI.

3) ¿La especie representa la principal amenaza o la única amenaza sobre la que se puede influir para preservar la especie/hábitat/ecosistema o proceso de interés?
SI.

4) ¿La actuación es legal? (ej. Metodología permitida en el ámbito de actuación, uso de productos permitidos…)
SI.

5) ¿La actuación resulta inocua para usos, actividades o infraestructuras? (ej. Contaminación de acuíferos o abrevaderos, intoxicación de personas o animales domésticos, afección a pantanos, canales, etc.)
SI.

6) ¿La actuación conlleva un seguimiento de indicadores ecológicos y de eficacia recabados regularmente durante al menos un año?
SI.

7) ¿Cuál es el objetivo viable de la actuación?
Control.

8) ¿La especie invasora va a desaparecer por mecanismos naturales (p.ej., la desecación natural de un humedal provoca la muerte de los peces) o artificiales (se prevé la desaparición del espacio por urbanización) a corto-medio plazo (< 5-10 años)?
No.

9) De las especies afectadas o potencialmente afectadas por la EEI, ¿cuál es la mayor categoría de amenaza asignada según la IUCN? (consultar listas y libros rojos; nuevas especies descritas; Catálogo y Listado de Especies Amenazadas; catálogos de flora/fauna provinciales). Aclaración: para la afección potencial a flora terrestre considérese un radio de acción máximo de 500 m si la especie amenazada ocupa hábitats propicios para la invasora. Para el resto de casos (flora acuática, hongos, insectos, vertebrados o aves) no considerar rangos.
Hay alguna especie bajo la categoría de "Vulnerable".

10) ¿Qué tipo de hábitats están o pueden verse afectados por la EEI?
Hábitats incluidos en el Anexo I de la Directiva Hábitat.

11) ¿El ámbito de actuación tiene algún tipo de protección legal?
Es un Espacio Natural Protegido: Parque Nacional, Reserva Biosfera, Parque Natural, Humedales Ramsar, ZEPA, LIC, Monumento Natural, etc.

12) La especie sobre la que se quiere actuar ¿está provocando o puede provocar daños socio-económicos en la zona? (Se excluyen de esta consideración los daños/costes asociados al control de la población)
No provoca daños económicos.

13) ¿Qué grado de conectividad tiene la población sobre la que se quiere actuar con otros hábitats vulnerables de ser invadidos en la región de trabajo, teniendo en cuenta únicamente la capacidad de dispersión natural de la especie? En caso de duda escoger la opción de mayor conexión.
La población no tiene vías de conexión física pero sí cercanas con otros hábitats vulnerables de ser invadidos.

14) La especie exótica objeto de actuación es una especie "ingeniera" con capacidad para alterar el hábitat (p.ej., calidad del agua, perturbaciones naturales, turbidez...) en la localidad que invade
Sí.

15) Los efectos de la actuación (prevención, erradicación, control, contención) sobre la situación de la EEI (en cuanto a área de distribución, tamaño poblacional total, etc.) en la región de trabajo ¿a qué nivel territorial serán significativos?
A nivel de localidad, entendiendo como tal el espacio delimitado por la toponimia (playa de...; lago de...; arroyo...).

16) Indicar la administración responsable de la gestión del ámbito de actuación:
Público, gestionado por otras Administraciones.

17) Indicar las características el hábitat de actuación:
Espacio cerrado (en medio acuático: lagunas, balsas, …; en medio terrestres, se consideran cerrados los núcleos de población de límites claros: rodales de vegetación no dispersos o poblaciones de animales concentrados en un espacio de limitado)

18) ¿La población está conectada con otras poblaciones de la EEI?
La población está aislada geográficamente (lago endorreico, hábitats separados por accidentes geográficos…), sin vías de conexión (naturales o artificiales) con otras poblaciones de la EEI.

19) ¿Cuál es la posibilidad de que la especie exótica sea reintroducida de nuevo y de manera intencionada en la zona de actuación?
Muy poco probables.

20) a) Para actuaciones de prevención/detección precoz: ¿puede mantenerse en el tiempo la actuación? b) Para actuaciones de erradicación: en el caso de reinvasión o reintroducción de la especie invasora, ¿se podría volver a ejecutar la actuación? c) Para actuaciones de control/contención: ¿el control o la contención es la única opción posible?
Sí, siempre y cuando se mantengan los seguimientos.

21) Valorar la facilidad de acceso y de movimiento de los operarios, a partir de las características del medio (vegetación, pendiente, visibilidad,…) y de las necesidades que implica la metodología prevista.
La metodología se podrá aplicar sin problemas.

22) ¿Existe o es previsible oposición social total o parcial al proyecto (propietarios, vecinos lindantes, paseantes, asociaciones ecologistas o de amigos de la naturaleza, asociaciones profesionales, colectivos de aficionados (caza, pesca, senderismo, etc.) que usen habitualmente el espacio o la especie?
No existe oposición social sino que la realización del proyecto es valorada por las poblaciones locales.

23) ¿Se dispone de personal capacitado, con experiencia repetida y demostrable y los medios materiales para poder llevar a cabo la actuación con éxito?
Sí.

24) ¿Se dispone de la información previa necesaria para la correcta ejecución de la actuación y para poder obtener el objetivo deseado (características del medio, de la EEI, de la población de la EEI -tamaño, hábitos, extensión...-, de las especies autóctonas acompañantes que se puedan ver afectadas…)?
Se dispone de toda la información necesaria.

25) ¿El personal que diseñará y ejecutará los trabajos tiene experiencia en el tipo de actuación que se valora?
Sí, el personal que llevará a cabo la actuación ha participado directamente en experiencias similares (se considera "similar" realizar la eliminación del mismo taxón con la misma metodología y en un hábitat o espacio comparables).

26) ¿Cuál es el grado de efectividad de la metodología, teniendo en cuenta el objetivo esperado (prevención, detección precoz, erradicación, control o contención) y la evolución de los indicadores a lo largo de un año? Cuando se carezca de la experiencia directa o información bibliográfica concreta debe indicarse "no se sabe"
Alta: se consigue el objetivo deseado y puede evidenciarse con indicadores (p.ej.; ausencia de la especie invasora; recuperación completa de la comunidad o las características del hábitat,...).

27) ¿Se trataría de una experiencia pionera en la región de trabajo?
No.

28) Valorar la importancia de los posibles impactos de la actuación sobre la flora/fauna/hábitat, o algún otro elemento del medio.
La actuación provoca pequeñas alteraciones (p.ej., bajas ocasionales de especies silvestres no protegidas; alteración leve de la superficie del suelo o la calidad del agua...).

29) Valorar la reversibilidad de los posibles impactos de la actuación sobre la flora/fauna/hábitat, o algún otro elemento del medio.
No provoca daños o son reversibles a corto plazo (< 1 año).

30) ¿Qué duración tendrá el efecto beneficioso de la actuación? Deben tenerse en cuenta aspectos como la biología de la EEI, el tipo de gestión del espacio y la eficacia de la metodología. (No se debe incluir la posibilidad de que haya reintroducciones por parte de algunos ciudadanos. En caso de duda seleccionar la opción más conservadora, es decir, el peor escenario posible)
a) Los efectos beneficiosos perdurarán más de 5 años.

31) ¿La actuación puede ser mantenida en el tiempo a nivel local por los recursos del espacio responsable de su gestión?
Sí, o bien no es necesario que intervengan.

32) ¿La ejecución de la actuación puede ser una oportunidad para otras acciones o proyectos dirigidos a la conservación de la biodiversidad?. Se refiere a acciones concretas.
No.

33) Cuando se ejecute la actuación, se dará a conocer en medios (TV, periódico, publicaciones especializadas, congreso) de ámbito:
Provincial o autonómico.

34) La recogida de información sobre el hábitat (ej. batimetría, características del sustrato, agua, etc.) y la comunidad de la zona de actuación supone un % de tiempo:
Claramente inferior al tiempo necesario para la ejecución de los trabajos.

35) ¿La duración de los trámites (permisos, contrataciones externas, localización de propietarios de fincas...) puede comprometer la eficacia de la actuación (ej., por expiración de expedientes o convenios, dispersión de animales avistados, expansión de la población, inicio de la reproducción,…)?
No, o bien no son necesarios estos trámites.

36) ¿Qué nivel de complejidad técnica requieren los trabajos? (Indicar el nivel más alto. Se puede asumir que aquellas actuaciones que duran varios años tendrán mayor complejidad técnica durante el primer y segundo año, en la que debe diseñar la estrategia, los métodos, planificar la campaña y analizar los resultados en profundidad. El resto de años es esperable que los trabajos se centren en tareas de menor complejidad técnica).
Medio: producción de materiales, trabajo de campo especializado como manejo de artes específicas, conocimiento del medio, toma de datos básicos de la especie o el medio, aplicación de biocidas, utilización de instrumentos de campo (pesca eléctrica, sondas, etc.).

37) ¿El proyecto requiere hacerse cargo de la gestión de los residuos?
Sí, y suponen un porcentaje superior al 25% del coste total de la actuación.

38) ¿Los gastos económicos de la actuación se reparten de manera equitativa entre los organismos que participan?
No, pero es asumible.

39) ¿Qué tipo de riesgos laborales supone la ejecución de la actuación?
Supone riesgos laborales que requiere medidas especiales de protección (trabajos en altura o altas pendientes, manejo de animales peligrosos, trabajos en embarcaciones en mar abierto, con corrientes o tráfico naval, uso de maquinaria pesada).

Resultados del análisis (véase cálculos en Dana et al. 2014)

Suma Transformada: 67,5
Índice Costeecobeneficio: 0,25
Resultado OPTIMO

DOS NUEVAS ESPECIES DE *Epilobium* L. (ONAGRACEAE) PARA CÁDIZ

Íñigo Sánchez García[1]*, Ángel Otero López[2]

[1]*Zoobotánico de Jerez. c/ Madreselva s/n. 11408 Jerez de la Frontera (Cádiz).*
[2]*c/Vicente Aleixandre, 15. 11690 Olvera (Cádiz).*

Recibido: 18 de diciembre de 2014. Aceptado (versión revisada): 21 de diciembre de 2014. Publicado en línea: 30 de diciembre de 2014.

Palabras claves: *Epilobium brachycarpum*, *Epilobum ciliatum*, Onagraceae, especies exóticas, Cádiz, Andalucía, España.
Keywords: *Epilobium brachycarpum*, *Epilobum ciliatum*, Onagraceae, exotic species, Cádiz, Andalusia, Spain.

Resumen

Se cita por primera vez la presencia en la provincia de Cádiz de dos especies alóctonas de Epilobium*:* E. brachycarpum *C. Persl y* E. ciliatum *Raf. La primera se encuentra ya extendida por varios puntos de la Sierra del Noreste de la provincia, mientras que la segunda se ha localizado únicamente en un vivero de Jerez de la Frontera, siendo la primera cita en Andalucía para esta especie.*

Abstract

Two exotic species of Epilobium *L.:* E. brachycarpum *C. Persl and* E. ciliatum *Raf. have been recorded for the first time in Cádiz province (SW Spain). The first one has spread around several areas in the mountains of north eastern Cádiz, whereas the second has been located in one plant nursery near Jerez de la Frontera city. This is the first record of this species for Andalusia.*

Introducción

Epilobium L. es un género perteneciente a la familia Onagraceae que comprende a 165 especies (Wagner et al. 2007). Es nativo de las regiones templadas y subárticas de ambos hemisferios, con su centro de origen al oeste de Norteamérica (Solomon 1982). Ocupa preferentemente hábitats con una alta humedad edáfica, como bordes de charcas, ríos, arroyos, fuentes o suelos rezumantes.

En la Península Ibérica se han citado hasta el momento 18 especies (Nieto Feliner 1997; Argüelles et al., 2004-2005; Mansanet-Salvador et al. 2014), de las que sólo tres son exóticas: *E. dodonaei* Vill., *E. brachycarpum* C. Persl y *E. ciliatum* Raf.

En Andalucía se habían registrado hasta el momento 13 especies de este género, todas ellas nativas excepto *E. brachycarpum*, citado únicamente en Sierra Morena (Blanca et al. 2009). *E. brachycarpum* es el único representante de la sect. Xerolobium (Wagner et al. 2007) y se distingue fácilmente de otras especies del género por su carácter anual, hojas alternas, pétalos bífidos y cortas cápsulas (15-30 mm). Su tallo es castaño-rojizo y con la epidermis exfoliable en la parte inferior y alcanza entre 30 y 150 cm. Es de origen americano, desde la Columbia Británica en el Norte de Norteamérica, hasta Argentina y ha sido recientemente introducida en la Península, estimándose que pudo colonizar los alrededores de Madrid en 1978 (Izco 1983). Ya Flora Ibérica mencionaba su presencia en Cáceres, Madrid, Salamanca y Toledo (Nieto Feliner 1997) y posteriormente se ha citado en las provincias de Zaragoza (Mateo Sanz et al. 1996), Valladolid (Lázaro 2001), Segovia (Sanz-Elorza et al. 2006), Valencia (Oltra-Benavent et al. 2006), Avila (García Muñoz 2009), León (Castro et al. 2009), Vizcaya (GBIF 2013), Badajoz (Vázquez y Palacios 2013) y Jaén (Blanca et al. 2009).

Su carácter viario, unido a su rusticidad, resistencia a las condiciones de xericidad, abundante producción de semillas y fácil dispersión de las mismas por el viento, hacen pensar que esta especie debe estar ya ampliamente distribuida por toda la geografía ibérica, especialmente por la mitad Sur, donde se comporta como invasora en los márgenes de vías, resistiendo a los herbicidas (Vázquez y Palacios 2013).

Puede crecer desde el nivel del mar a los 3000 m de altitud sobre suelos secos, en claros de bosques, prados, pedregales o bordes de carreteras (Baldwing et al. 2012). Se comporta como ruderal y como mala hierba en algunos cultivos, como olivares o viñedos (Gregor et al. 2013). En Europa central, donde fue introducida hace 20 años, se ha extendido por amplias zonas y se le considera en la actualidad una planta invasora según la definición de Pyšek et al. (2004) (Gregor et al. 2013).

Epilobium ciliatum Raf. pertenece a la sect. *Epilobium*. Es una herbácea perenne originaria de Norteamérica, Centro América y parte de Asia que actualmente se encuentra extendida como planta alóctona en Sudamérica, Australia y Europa (Solomon 1982), donde se detectó por primera vez en Gran Bretaña en 1889, habiéndose extendido desde entonces por buena parte del continente (Krajsek & Jogan 2004). En España se citó recientemente por primera vez en Madrid (Fernández 2012) y posteriormente en la Comunidad Valenciana (Mansa-

*Autor para correspondencia. Email: bioinigo@gmail.com

net-Salvador et al. 2014), por lo que la cita que aportamos a continuación supone la tercera para España y la primera para Andalucía, a la vez que la más meridional de Europa.

Se han citado dos subespecies en Europa, la nominal y la subsp. *glandulosum* (Lehm.) Hoch & Raven, (Krajsek & Jogan 2004), en la Península Ibérica solo se ha localizado la subsp. *ciliatum* (Fernández Alonso 2012; Mansanet-Salvador et al. 2014).

Se distingue de *Epilobium parviflorum* Scherb, la especie andaluza de aspecto más parecido, por su estigma entero y claviforme. Pero el carácter que la diferencia mejor de otras especies similares presentes en Europa son sus semillas, de forma ahusada, con base puntiaguda y cuello apical translucido, con la testa recorrida longitudinalmente por 20 o más crestas o hileras longitudinales blanquecinas formadas por finas papilas, mientras que en *E. parviflorum* y otras especies nativas del género las semillas son obovoideas y sin cuello apical. En Valencia se han observado híbridos entre *E. parviflorum* y *E. ciliatum*: *E. x floribundum* Smejkal, con caracteres intermedios (Mansanet-Salvador et al. 2014). Habita preferentemente en ambientes alterados, ruderales, bien iluminados y con alta humedad edáfica (Solomon 1982).

Resultados y discusión

Epilobium brachycarpum C. Persl, Reliq. Haenk. 2: 30 (1831) (Fig. 1)

Cádiz: Algodonales, proximidades de la Ermita de Líjar, en cunetas del camino, ocupando unos 50 m., 36º 56´ 11,07” N 5º 22´15,13” O, 357 metros, 19-X-2012, A. Otero; Cádiz: El Bosque, cuneta de la ctra. A-372 a su paso por la localidad del Bosque, 36º 45´ 09,27” N 5º 30´23,90” O, 297 m, 12-X-2014, I. Sánchez; Cádiz: Olvera, cuneta de la ctra. A-363, 36º 56´ 17,27” N 5º 14´56,66” O, 501 m, 07-XII-2014, I. Sánchez.

La presencia de esta especie en tres poblaciones distantes entre 10 y 20 km entre sí, su abundancia local y su ecología, permiten predecir que será una especie que se extienda en los próximos años por toda la provincia como especie viaria.

Figura 1. *Epilobium brachycarpum:* a) cápsulas maduras, b) detalle de tallo y hojas, c) flor con pétalos bífidos (Fotos: Ángel Otero).

Epilobium ciliatum Raf., Med. Repos. II (5): 361 (1808) (Fig. 2)

Cádiz: Jerez, Viveros Olmedo, en una era al aire libre, 36º 41´ 55,28" N; 6º 05´18,67" O, 19 m.s.n.m., 5-VIII-2014, I. Sánchez.

El hecho de localizarse sólo una pequeña población en un vivero, que probablemente proceda de la contaminación de semillas en la fibra de coco o turba de origen exótico utilizada como mejorante del sustrato (ver p. ej. Mansanet-Salvador et al. 2014). Esta población fue poco después eliminada en las labores de limpieza del vivero, por lo que coincidimos en la apreciación de Fernández Alonso, 2012 y Mansanet-Salvador et al. 2014 de considerarla una especie casual siguiendo la terminología de Pyšek et al. (2004). No obstante, dado el avance de la especie por el sur de Europa cabe esperar que se produzcan nuevas colonizaciones y que finalmente acabe estableciéndose en la zona.

Estas citas suponen la presencia más meridional de ambos neófitos en Europa.

Figura 1. *Epilobium ciliatum* Raf. a) detalle de la flor, con característicos pétalos escotados y estigma entero y clavado (Foto: Walter Siegmund); b) detalle de las semillas fusiformes, con cuello apical y líneas longitudinales de papilas (Foto: Iñigo Sánchez).

Agradecimientos

A Emilio Laguna (Servicio de Vida Silvestre - CIEF, Generalitat Valenciana) por su ayuda con la revisión de esta nota.

Bibliografía

Argüelles JM, Carlón L, Gómez Casares G, González del Valle JM, Laínz M, Moreno G y Sánchez Pedraja O. 2004-2005. Contribuciones al conocimiento de la flora cantábrica. VII Bol. Cien. Nat. R.I.D.E.A. 49: 147-193.

Baldwin GB, Goldman DH, Keil DJ, Patterson R, Rosatti TJ & Wilken DH. 2012. The Jepson manual. Vascular plants of California. Ed. 2. University of California, Berkeley u.a.: XXII + 1568 pp.

Blanca G, Cabezudo B, Cueto M, Fernández López C y Morales Torres C (eds.). 2009. Flora Vascular de Andalucía Oriental, 4 vols. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla.

Fernández Alonso JL. (2012). *Epilobium ciliatum* Rafin. (Onagraceae), una nueva adventicia potencialmente invasora en la Península Ibérica. Acta Botanica Malacitana 37: 179-184.

Castro V, Alonso R & Llamas F. 2009. De Plantis Legionensibus. Notula XXV. Lagascalia 29: 322-329.

Devesa JA. 1995. Vegetación y Flora de Extremadura. Ed. Universitas. Badajoz.

García Muñoz B. 2009. Algunas novedades para las floras de Ávila y Cáceres. Botanica Complutensis 33: 53-59.

GBIF 2013. http://data.gbif.org/species/3189073/ (acceso el 21/11/2014)

Gregor T, Bönsel D, Starke-Ottich I, Tackenberg O, Wittig R & Zizka G. 2013. *Epilobium brachycarpum*: a fast-spreading neophyte in Germany. Tuexenia 33: 259-283.

Izco J. 1983. *Epilobium paniculatum* nueva adventicia para Europa. Candollea 38: 309-315.

Krajsek S T & Jogan N. 2004. *Epilobium ciliatum* Raf., a new plant invader in Slovenia and Croatia. Acta Botanica Croatica 63: 49-58.

Lázaro Bello JA. 2001. Flórula del término municipal de Renedo de Esgueva (Valladolid), Tesis de licenciatura, E.T.S. de Ciencias Agrarias. Univ. Valladolid, 147 pp.

Mansanet-Salvador CJ, Ferrer-Gallego PP, Ferrando I, Laguna-Lumbreras E. 2014. Primera cita de *Epilobium ciliatum* Raf. (Onagraceae) en la Comunidad Valenciana. Flora Montiberica 57: 17-23.

Mateo Sanz G, Martínez A, Bueno LM & Carreras JM. 1996. Aportaciones a la Flora Cesaraugustana III. Flora Montiberica 4: 38-43.

Nieto Feliner G. 1997. *Epilobium* L. En: S. Castroviejo et al. (Coord.) Flora Iberica 8: 101-131.

Oltra Benavent JE & Conca Ferrus A. 2006. Aportacions a la flora de la comarca de la Vall d'Albaida (Provincia de Valencia). Toll Negre 8: 13-20.

Pyšek P, Richardson, DM, Rejmánek M, Webster G, Williamson M & Kirschner J. 2004. Alien plants in checklists and floras: towards better communication between taxonomists and ecologists. Taxon 53: 131–143.

Sanz-Elorza M, Dana ED, Sobrino E. 2006. Aportaciones a la flora de la provincia de Segovia (España) III, Botanica Complutensis 30: 105-111.

Solomon JC. 1982. The systematics and evolution of Epilobium (Onagraceae) in South America. Annals of the Missouri Botanical Garden 69: 239-335.

Vázquez-Pardo FM, Palacios-González MJ. 2013. Anotaciones Corológicas a la Flora en Extremadura: 064. *Epilobium brachycarpum* C. Presl.. Folia Botanica Extremadurensis 7: 61.

Wagner WL, Hoch PC, Raven PH. 2007. Revised classification of the Onagraceae. Systematic Botany Monographs 83: 1-240.

SGHN